

**Ganzheitlich prozessorientierte Entscheidungsunter-
stützung am Beispiel der
Automobillackierung -
Ein Beitrag zum industriellen
Stoffstrommanagement**

Von der Gemeinsamen Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina
zu Braunschweig

zur Erlangung des Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften
(Dr. rer. nat.)

genehmigte
Dissertation

von
Dirk Rosenau-Tornow
aus
Gifhorn

1. Referent:	Prof. Dr. O. Richter
2. Referent:	Prof. Dr. T. Spengler
eingereicht am:	14.10.2004
mündliche Prüfung (Disputation) am:	08.03.2005
Druckjahr:	2005

Für meine Familie
Andrea, Caya, Elin,
Floß und Bombert

Vorveröffentlichungen der Dissertation

Teilergebnisse aus dieser Arbeit wurden mit Genehmigung der Gemeinsamen Naturwissenschaftlichen Fakultät, vertreten durch den Mentor der Arbeit, in folgenden Beiträgen vorab veröffentlicht:

Tagungsbeitrag:

Rosenau-Tornow, D.: Computergestütztes Stoffstrommanagement in der Automobilindustrie. In: Bullinger, H.-J.; Jürgens, G.; Rey, U. (Hrsg.), Viertes Management-Symposium Produktion und Umwelt: Stoffstrommanagement – Effizient produzieren nach Umwelt- und Kostenzielen, Fraunhofer Institut Arbeitswirtschaft und Organisation, Stuttgart (2002)

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis	VIII
1. Einleitung	1
2. Grundlagen und Methoden	5
2.1 Gesetzliche Rahmenbedingungen industriellen Stoffstrommanagements	6
2.1.1 Rechtsgrundlagen in Deutschland	6
2.1.1.1 Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG)	7
2.1.1.2 Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG)	8
2.1.1.3 Wasserhaushaltsgesetz (WHG)	9
2.1.2 Europäische Rechtsgrundlagen und Entwicklungen	12
2.1.2.1 Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft	12
2.1.2.2 UN/ECE Konvention	14
2.1.2.3 IVU-Richtlinie	15
2.1.2.4 VOC-Richtlinie	18
2.1.2.5 Wasserrahmenrichtlinie	20
2.2 Industrielles Stoffstrommanagement	21
2.3 Ökologische Bewertung von Stoffhaushaltssystemen	29
2.3.1 Umwelt-Wirkungskategorien	30
2.3.1.1 Treibhauspotential	33
2.3.1.2 Ozonabbaupotential	34
2.3.1.3 Versauerungspotential	35
2.3.1.4 Eutrophierungspotential	36
2.3.1.5 Photochemisches Oxidantienbildungspotential	37
2.3.1.6 Toxizitätspotential	38
2.3.2 Auswahl von Methoden zur Bewertung von Umweltwirkungen	40
2.3.2.1 Methode des Umweltbundesamtes (UBA-Methode Version 99)	40
2.3.2.2 Leitfaden Betriebliche Umweltauswirkungen des Umweltbundesamtes	42
2.3.2.3 Methode der ökologischen Knappheit (BUWAL)	45
2.3.2.4 Schadenfunktions-Methode (ECO-Indicator 99)	46
2.3.2.5 Kumulierter Energieaufwand (KEA)	49
2.4 Umweltkostenrechnung	51

2.4.1	Reststoffkostenrechnung nach FISCHER & BLASIUS (1995)	54
2.4.2	Flusskostenrechnung nach FICHTER, LOEW U. SEIDEL (1997)	56
2.4.3	Entscheidungsorientierte Umweltkostenrechnung nach SPENGLER (1998)	58
2.4.4	VDI-Richtlinie 3800	61
2.4.5	Normungsinitiative Umweltkostenmanagement	62
2.5	Multikriterielle Entscheidungsverfahren	63
2.5.1	ELECTRE	68
2.5.2	PROMETHEE	69
2.6	Fehlerabschätzung	72
3.	Methode zur Ganzheitlich prozessorientierten Entscheidungsunterstützung	76
3.1	Auswahl von Methoden zur ökologischen Bewertung	76
3.2	Bewertung und Auswahl der prozessorientierten Umweltkostenrechnungsansätze	79
3.3	Methodenauswahl zur multikriteriellen Bewertung	83
3.4	Integration der ausgewählten Methoden zur Ganzheitlich Prozessorientierten Entscheidungsunterstützung	85
4.	Fallstudie Automobillackierung	89
4.1	Situation der Lackiertechnologie	90
4.2	Technische Prozesse, Verfahren und Emissionen	99
4.2.1	Prozessschritte und Auftragsverfahren	99
4.2.1.1	Vorbehandlung	99
4.2.1.2	Kathodische Tauchlackierung	100
4.2.1.3	Nahtabdichten und Unterbodenschutz	100
4.2.1.4	Füller, Basislack und Decklack	100
4.2.1.5	Hohlraumkonservierung	102
4.2.2	Emissionen	104
4.2.2.1	Emissionen in Luft	104
4.2.2.2	Abwasser	104
4.2.2.3	Abfälle	105
4.2.2.4	Energiebedarf	105
4.3	Szenarienentwicklung	106
4.4	Systemgrenze	110
5.	Anwendung der Ganzheitlich Prozessorientierten Bewertungs-Methode	114
5.1	Ist-Zustand des Standard-Lackierverfahrens	114

5.2	Ergebnisse der ökologischen Bewertung und Methodenvergleich	119
5.2.1	Anwendung der UBA-Methode 1999	119
5.2.2	Anwendung des BUWAL-Verfahrens 1997	125
5.2.3	Anwendung des ECO-Indicator 99	129
5.2.4	Methodenvergleich der Umweltbewertung und Sensitivitätsanalyse	133
5.2.5	Umweltbewertung des Integrierten Lackierkonzeptes mit der UBA-Methode	136
5.2.6	Unsicherheits- Einfluss- und Sensitivitätsanalyse	140
5.3	Umweltkostenbewertung	146
5.4	Multikriterielle Bewertung der Lackierverfahren	155
5.5	Sensitivitätsanalyse zur Multikriteriellen Bewertung	161
6.	Fazit	165
7.	Zusammenfassung	169
8.	Ausblick	171
	Literatur	173
	Anhang I	185
	Anhang II	190
	Anhang III	191
	Anhang IV	193
	Anhang V	195

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1:	Wandel des Umweltschutzes in Unternehmen [BULLINGER & JÜRGENS, 1999]	5
Abb. 2-2:	Struktur wichtiger umweltrechtlicher Regelungen in Deutschland [nach SPENGLER, 1998]	7
Abb. 2-3:	Lackaufbau am Fahrzeug, Funktionalität und Umweltbelastungen [GRUBER, 2001]	17
Abb. 2-4:	Zusammenhang zwischen Umwelt- und Wirtschaftsprozessen	22
Abb. 2-5:	Vorgehensmodell des Stoffstrommanagements [RAUTENSTRAUCH, 1999]	23
Abb. 2-6:	Die Ökobilanz-Systematik [HALLAY&PFRIEM, 1992]	24
Abb. 2-7:	Verteilung der Herstellungskosten in einem produzierenden Unternehmen [STROBEL, 2001]	25
Abb. 2-8:	Stoffstromanalyse als Grundlage zur Bewertung betrieblicher Prozesse	27
Abb. 2-9:	Mathematische Grundlagen für die quantitative Stoffflussanalyse [BACCINI & BADER, 1996]	29
Abb. 2-10:	Konzept der Wirkungsindikatoren [nach ISO 14042]	32
Abb. 2-11:	Betriebliche Inputs und Outputs und damit verbundene Umwelteinwirkungen des Leitfadens Betriebliche Umweltauswirkungen [UMWELTBUNDESAMT (e), 1999]	44
Abb. 2-12:	Methode der ökologischen Knappheiten [nach AHBE, 1990]	45
Abb. 2-13:	Methode des Eco-Indicator zur Wirkungsabschätzung [nach GOEDKOOPT & SPRIENSMA, 2000]	48
Abb. 2-14:	Ansätze und Einordnung der Umweltkostenrechnung [nach HERBST, 2001]	54
Abb. 2-15:	Flusskosten [nach ENZLER, STROBEL und WAGNER, 2001]	57
Abb. 2-16:	Zielerreichungsmatrix zur Darstellung eines MADM-Problems [ZIMMERMANN & GUTSCHE, 1991]	64
Abb. 2-17:	Verallgemeinerte Präferenzfunktionen in PROMETHEE [nach BRANS ET AL., 1986]	70
Abb. 2-18:	Outranking-Graph [BRANS ET AL., 1986]	71
Abb. 2-19:	Bedeutung der Umweltaspekte nach spezifischem Beitrag und Datenqualität [nach HEIJUNGS, 1996]	75
Abb. 3-1:	Zusammensetzung der Flusskosten aus verschiedenen Umweltkosten [nach FICHTER, LOEW, SEIDEL, 1997]	82
Abb. 3-2:	Vergleich der Präordnungen von PROMETHEE I und II [BRANS ET AL., 1986]	84
Abb. 3-3:	Entwickelte Methodik der „Ganzheitlichen prozessorientierten Entscheidungsunterstützung“	87
Abb. 4-1:	Relativer europäischer Standard zur Serienlackierung von PKW's [nach PETERS ET AL., 2002 und MÜLLER, 1999]	89
Abb. 4-2:	CO ₂ -, HC-, NO _x -, CH ₄ - und SO ₂ -Emissionen aus Herstellung, Nutzung und Entsorgung verschiedener PKW [EYERER, 1996]	91

Abb. 4-3:	Wichtige atmosphärische Emissionen während der Herstellung von Fahrzeugen [EYERER, 1996]	92
Abb. 4-4:	Feste und flüssige Abfälle sowie Sonderabfälle aus Produktion, Nutzung und Verwertung verschiedener PKW-Typen [EYERER, 1996]	92
Abb. 4-5:	Zeitliche Entwicklung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen (VOC) in Deutschland von 1990 bis 2000 [UMWELTBUNDESAMT (C), 2002]	93
Abb. 4-6:	Aufgliederung des Inlandverbrauchs von Lacken und Farben 2002 [kt, %] [DEUTSCHES LACKINSTITUT (d), 2003]	94
Abb. 4-7:	Produktionsentwicklung und Arten umweltschonender Lacke 1990-1999 [DEUTSCHES LACKINSTITUT (a), 2000]	95
Abb. 4-8:	Automobil-Herstellprozess [nach EYERER, 1996]	97
Abb. 4-9:	Umsatzentwicklung in der deutschen Automobilindustrie [VDA, 2003]	98
Abb. 4-10:	Anteil des Lackierprozesses am Energieverbrauch des Gesamtherstellungsprozess eines Automobils [PIWOWARCZYK, 2000]	106
Abb. 4-11:	Stand der Lackiertechnik in Europa sowie Material- und Prozessinnovationen [nach PIWOWARCZYK, 2000]	107
Abb. 4-12:	Stoffstromnetz des Standard-Lackierverfahrens	110
Abb. 4-13:	Bilanzrahmen der zu bewertenden Lackierprozesse	112
Abb. 5-1:	Energieverbrauchsanalyse der Kathodischen Tauchlackierung	114
Abb. 5-2:	Signifikante Inputparameter des Standard-Lackierverfahrens	115
Abb. 5-3:	Prozessanteil am Energieverbrauch (Standardverfahren)	116
Abb. 5-4:	Prozessanteil am Wasserverbrauch (Standardverfahren)	117
Abb. 5-5:	Verbrauch von Prozessmaterial (Standardverfahren)	117
Abb. 5-6:	Outputgrößen des Standardverfahrens	118
Abb. 5-7:	Abfälle im Standardverfahren	118
Abb. 5-8:	Umweltwirkungen des Standard-Lackierverfahrens in Einwohnerdurchschnittswerten nach UBA-Methode	121
Abb. 5-9:	Beiträge einzelner Stoffe zur Photooxidantienbildung nach UBA-Methode	122
Abb. 5-10:	Beitrag der Lackier-Teilprozesse zur Photooxidantienbildung (Standardverfahren) nach UBA-Methode	122
Abb. 5-11:	Beiträge einzelner Stoffe zum Eutrophierungspotential (Standardverfahren) nach UBA-Methode	123
Abb. 5-12:	Anteil der Lackier-Teilprozesse an der Eutrophierung (Standardverfahren) nach UBA-Methode	123
Abb. 5-13:	Stoffbeitrag zum PM ₁₀ -Bildungspotential nach UBA-Methode	124
Abb. 5-14:	Umwelteinfluss der Teilprozesse im Lackier-Standardverfahren nach UBA-Methode	124

Abb. 5-15:	Rangfolge der Umweltinanspruchnahme durch Teilprozesse nach Normierung der UBA-Methode	125
Abb. 5-16:	Umweltbelastung nach BUWAL-Methode	126
Abb. 5-17:	Luftbelastende Emissionen nach BUWAL-Methode	126
Abb. 5-18:	Oberflächengewässer belastende Emissionen nach BUWAL-Methode	127
Abb. 5-19:	Emissionen in Luft durch Teilprozesse des Standardverfahrens nach der BUWAL-Methode	127
Abb. 5-20:	Herkunftsbereiche der NMVOC-Emissionen nach BUWAL-Methode	128
Abb. 5-21:	Aus Teilprozessen resultierende Umweltbelastung nach BUWAL-Methode	128
Abb. 5-22:	Wirkungskategorien der BUWAL-Methode in Analogie zur UBA-Methode	129
Abb. 5-23:	Umweltbelastung des Standardverfahrens nach Eco-Indicator 99	129
Abb. 5-24:	Wirkungskategorien innerhalb des Schutzgutes Human Health nach Eco-Indicator 99	130
Abb. 5-25:	Beitrag organischer und anorganischer Schadstoffe zum Schutzgut Human Health nach Eco-Indicator 99	130
Abb. 5-26:	Versauerungspotential durch das Standardverfahren nach Eco-Indicator 99	131
Abb. 5-27:	Ressourcenbeanspruchung durch das Standardverfahren nach Eco-Indicator 99	131
Abb. 5-28:	Umweltbelastung aus Teilprozessen des Standardverfahrens nach Eco-Indicator 99	132
Abb. 5-29:	Belastung der Schutzgüter durch die Teilprozesse Vorbehandlung, Heizkraftwerk und Erdgasbereitstellung nach Eco-Indicator 99	132
Abb. 5-30:	Szenarienvergleich der Standardlackierverfahren und Integrierter Verfahren mittels Gesamt-Einwohnerdurchschnittswerten nach UBA	136
Abb. 5-31:	Bedeutung des Energieeinsatzes und der Energieart für den Szenarienvergleich	137
Abb. 5-32:	Szenarienvergleich Standardverfahren und Integrierter Verfahren an Hand der Teilprozesse	139
Abb. 5-33:	Gesamtbewertung des Szenarienvergleichs Standardverfahren – Integrierte Lackiertechnologie	139
Abb. 5-34:	Bedeutung der Umweltaspekte nach Einwohnerdurchschnittswerten der UBA-Methode und Datenqualität für das Standardverfahren	142
Abb. 5-35:	Bedeutung der Umweltaspekte nach Einwohnerdurchschnittswerten der UBA-Methode und Datenqualität für das Eco-Verfahren	144
Abb. 5-36:	Sensitivitätsanalyse der Bewertungsmethoden UBA 99, BUWAL 97 und Eco-Indicator 99 durch Vorkettenvariation in der Energiebereitstellung an Hand des Standard-Verfahrens	145
Abb. 5-37:	Vergleich von Materialflüssen in den Verfahren Standard, Standard+, Eco und Eco+	148
Abb. 5-38:	Entwicklung der Emissionen in den Vorketten Energie- und Erdgasbereitstellung für die Verfahren Standard, Standard+, Eco und Eco+	148

Abb. 5-39:	Entwicklung der Kohlendioxid-Emissionen durch Energiebereitstellung für die Verfahren Standard, Standard+, Eco und Eco+	149
Abb. 5-40:	Kostenverteilung im Standardverfahren	149
Abb. 5-41:	Gesamtkostenverteilung des Standardverfahrens	150
Abb. 5-42:	Energiearten und -kosten des Standardverfahrens	151
Abb. 5-43:	Verteilung der Energiekosten des Standardverfahrens	152
Abb. 5-44:	Umweltaufwände im Standardverfahren	152
Abb. 5-45:	Material- und Energiekostenentwicklung der Applikationsbereiche Füller, Base Coat und Clear Coat im Standardverfahren sowie Eco-Prozess	153
Abb. 5-46:	Kostenvergleich der Teilprozesse Füller, Base Coat und Clear Coat der Verfahren Standard und Eco	154
Abb. 5-47:	Einsparpotential an Material- und Energiekosten durch Einführung eines Integrierten Lackierverfahrens	154
Abb. 5-48:	Kriterienhierarchie für eine integrierte Technikbewertung [nach SPENGLER ET AL., 1997]	156
Abb. 5-49:	Rangfolge der Lackiertechnologie-Alternativen als Ergebnis des Outranking-Verfahrens PROMETHEE I	158
Abb. 5-50:	Eingangs (F ⁻)- Ausgangs (F ⁺)- und Nettoflüsse (F) des Outranking-Verfahrens PROMETHEE II zur Bewertung der Stärken und Schwächen der Lackialternativen	158
Abb. 5-51:	Vergleich der Kriterienausprägung der Lackierszenarien an Hand des Nettoflusses F [phi netto] der Ausgangsgewichtung	159
Abb. 5-52:	Eingangs F-(a)- Ausgangs F+(a)- und Nettoflüsse F(a) mit Gewichtung „Ökonomie	162
Abb. 5-53:	Eingangs F-(a)- Ausgangs F+(a)- und Nettoflüsse F(a) mit Gewichtung „Technik“	162
Abb. 5-54:	Eingangs F-(a)- Ausgangs F+(a)- und Nettoflüsse F(a) mit Gewichtung „Ökologie“	163
Abb. 5-55:	Darstellung der Nettoflüsse F(a) der angewandten Gewichtungen	163

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Anforderungen an Abwasser aus Lackierbetrieben [Anhang 40, AbwV]	10
Tab. 2:	Bewertung von Schadstoffen durch das Abwasserabgabengesetz [Anlage zu § 3 AbwAG]	11
Tab. 3:	Reduzierung von Luftschadstoffen am Beispiel des kombinierten Protokolls der UN/ECE Konvention [Anhang I der RL 2000/C56E/10]	14
Tab. 4:	Fortschrittliche Verfahren und beste zur Verfügung stehende Techniken in der PKW-Serienlackierung [nach GRUBER, 2001]	18
Tab. 5:	Gesamtemissionsgrenzwerte für die Beschichtung von neuen PKW und Nutzfahrzeugen [Anhang I-IV, 1999/13/EG (VOC-RL)]	19
Tab. 6:	Wirkungskategorien nach UBA 1999 [nach FISCHHABER ET AL., 1999]	33
Tab. 7:	Versauerungspotential verschiedener Stoffe [HEIJUNGS ET AL., 1992]	35
Tab. 8:	POCP-Äquivalenzfaktoren [GÓMEZ&RAUTENSTRAUCH, 2001]	38
Tab. 9:	Rangbildung der UBA-Methode durch den „Spezifischen Beitrag“ [Schmitz & Paulini, 1999]	41
Tab. 10:	Umweltkostenkategorien [nach LEMSER & MASELLI, 1996]	52
Tab. 11:	Klassifikation von MADM-Verfahren [GELDERMANN, 1999]	67
Tab. 12:	Übersicht der Unsicherheiten bei der Erfassung [nach GERNUKS, 2004]	73
Tab. 13:	Bewertungsmaßstab zur Beurteilung der Datenqualität [nach GERNUKS, 2004]	74
Tab. 14:	Beurteilung verschiedener Bewertungsansätze hinsichtlich ihrer Eignung zur Bewertung von Umweltaspekten nach EMAS [GERNUKS, 2004]	78
Tab. 15:	„Gekoppelte Prozessbilanz“ als Grundlage zur Ökonomischen und ökologischen Bewertung	86
Tab. 16:	Typische Lösemittelgehalte unterschiedlicher Lackarten [DEUTSCHES LACKINSTITUT (a), 2000]	96
Tab. 17:	Kraftfahrzeugproduktion deutscher Hersteller nach Regionen 2002 [VDA, 2003]	98
Tab. 18:	Lackmaterialien für die Karosserie-Serienlackierung [nach VDI 3455, 1996]	103
Tab. 19:	Einsatz verschiedener Lacksysteme in der PKW-Serienlackierung in Deutschland im Jahr 2000 [PETERS ET AL., 2002]	107
Tab. 20:	Szenarien zum Vergleich verschiedener Lackiertechnologien	109
Tab. 21:	Gesamt-Ranking der Teilprozesse der Bewertungsmethoden UBA, BUWAL 97 und Eco-Indicator 99	134
Tab. 22:	Vergleich der Bewertungsmethoden an Hand der Rangfolge von Wirkungskategorien	135
Tab. 23:	Datenqualität der Fallstudie für das Standardverfahren	141
Tab. 24:	Datenqualität der Fallstudie für das Eco-Verfahren	143

Tab. 25:	Zielerreichungsmatrix als Basis zur Multikriteriellen Bewertung mit PROMETHEE	157
Tab. 26:	Sensitivitätsanalyse in Abhängigkeit der Gewichtung	161
Tab. 27:	Rangfolge der Alternativen nach Gewichtung nach PROMETHEE II	164

1. Einleitung

Die Integration des Umweltgedankens in die Organisation und Zielstellung von Unternehmen wurde in den vergangenen Jahrzehnten sowohl von gesellschaftlichen als auch technologischen Entwicklungen bestimmt. Ausgelöst durch eine Sensibilisierung weiter Bevölkerungsschichten gegenüber den verschiedensten Umweltproblemfeldern setzt sich zunehmend der Gedanke einer „nachhaltigen Entwicklung“¹, des so genannten „sustainable development“, durch. Dieser Begriff wurde vor allem durch den Brundtland-Bericht² zur gemeinsamen globalen Zukunft geprägt und seitdem inhaltlich weiterentwickelt. Diesem gesellschaftlichen Wertewandel wurde zum Teil durch national wie international verbindliche gesetzliche Rahmenbedingungen nachgekommen. Für die Durchsetzung des Nachhaltigkeitsgedankens sowie einer globalen Umweltpolitik bilden die Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro³ und deren Folgekonferenzen sowie der daraus entwickelten Agenda 21 die wichtigste Grundlage.

Unternehmen sind dabei ein wichtiger Akteur im Rahmen des weltweiten Warenaustausches und Technologietransfers und an einer nachhaltigen Entwicklung in verstärktem Maße beteiligt. Sie werden aufgefordert, ihre Anstrengungen im Bereich der Integration des Umweltschutzgedankens⁴ sowie der umweltfreundlichen und nachhaltigen Produktgestaltung zu erhöhen⁵.

Die Sichtweise der Umweltgesetzgebung ist dabei durch den zunehmenden Erkenntnisgewinn ökosystemarer Zusammenhänge in einem Wandel von einzelstofforientierten Regelungen zu einer medienübergreifenden Bewertung begriffen.

Dies fordert von Unternehmen eine zunehmende Transparenz und Bewertung der betrieblichen Tätigkeiten, da diese für die Emissionen verschiedenster Elemente und Stoffe, die unterschied-

¹ Erste Gedanken zur nachhaltigen Entwicklung finden sich bereits 1972 durch den vom „club of rome“ initiierten Bericht *The Limits to Growth* von MEADOWS & MEADOWS ET AL. In: MEADOWS & MEADOWS U. RANDERS, Die neuen Grenzen des Wachstums. S. 9ff (1993)

² BRUNDTLAND, Our Common Future. United Nations World Commission on Environment and Development, New York 1987. In: HAUFF (1999)

³ Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro - Dokumente. BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (b)

⁴ Die Einführung und die kontinuierliche Fortführung von Umweltmanagementsystemen steht dabei im Vordergrund, vgl. Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. UMWELTBUNDESAMT (a) (2002)

⁵ Vgl. AGENDA 21, BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (b), S. 235 (1997) sowie Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. UMWELTBUNDESAMT (a), S. 17-18 (2002)

lichste Umweltprobleme verursachen, mitverantwortlich sind. Der gesellschaftliche Wandel im Umweltbewusstsein sowie der technologische Wandel von end-of-pipe Maßnahmen zu integrierten Umweltschutzkonzepten hat Unternehmen veranlasst, ein zielorientiertes Umweltmanagementsystem einzuführen.

Die Integration der genannten betriebsübergreifenden Umweltaspekte in Unternehmen bedarf einer Erweiterung der vorhandenen Umweltmanagementsysteme und eines effizienteren Einsatzes von Ressourcen vor allem in den energie- und materialintensiven Produktionsbereichen. Die produkt- und produktionsintegrierte Betrachtung von Prozessen mit dem Ziel der Verringerung des Ressourceneinsatzes stellt eine komplexe Fragestellung dar. Diese erfordert die Beachtung vernetzter Wirkungszusammenhänge sowohl im Produktionsprozess als auch zwischen Produktion und den vor- und nach gelagerten Prozessen⁶.

Die genannten Aspekte stellen hohe Anforderungen an die Informationsgewinnung und -verarbeitung in Unternehmen. Die Wahrnehmung der betrieblichen Realität bedingt ein Umweltmanagement, in das ein Management von Stoff- und Energieflüssen, ein so genanntes „Stoffstrommanagement“⁷, integriert werden muss.

Die Identifizierung und Gestaltung konkreter Stoffströme wurde i. d. R. durch die Fokussierung des Unternehmenscontrolling auf die monetären Leitgrößen des betrieblichen Rechnungswesens beschränkt. Gerade aber die Stoffströme sind Verursacher von Umweltbelastungen, die nur durch ein effizientes Stoffstrommanagement vermieden oder verringert werden können. Das Ziel einer nachhaltigen Entwicklung bleibt dabei nicht nur auf die Steigerung der Effizienz des Verbrauchs von Ressourcen beschränkt, sondern erwartet eine „relative Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Ressourcenverbrauch“⁸.

Dabei wurde die Reduzierung von Schadstoffemissionen lange Zeit durch nach geschaltete Maßnahmen (end-of-pipe Maßnahmen) realisiert. Im Rahmen der Entwicklung umweltfreundlicher

⁶ Vgl. HAASIS, HILTY, HUNSCHEID, KÜRZL U. RAUTENSTRAUCH, S. 7 (1995)

⁷ „Unter dem Management von Stoffströmen der beteiligten Akteure wird das zielorientierte, verantwortliche, ganzheitliche und effiziente Beeinflussen von Stoffsystemen verstanden, wobei die Zielvorgaben aus dem ökologischen und dem ökonomischen Bereich kommen, unter Berücksichtigung von sozialen Aspekten“, vgl. ENQUETE-KOMMISSION „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages. Die Industriegesellschaft gestalten, S. 549-550 (1994)

⁸ Vgl. UMWELTBUNDESAMT (a), Nachhaltige Entwicklung in Deutschland (2002)

Produkte finden zunehmend produktionsintegrierte Maßnahmen (begin-of-pipe Maßnahmen) bezogen auf den gesamten Produktlebenszyklus⁹ ihre Anwendung¹⁰.

Das stoffflussorientierte Management reicht allein mit einer physischen Betrachtungsweise zur Entscheidungsfindung und Bewertung der unterschiedlichen Maßnahmen in Unternehmen nicht aus, sondern muss monetäre und stoffliche Größen verbinden, um somit eine Integration des Umweltgedankens in die Organisation und Zielstellung von Unternehmen zu erreichen. Die so durchgeführte Integration von Umweltaspekten kann ein weiteres Planungsinstrument sein, das nicht nur zur Erfüllung gesetzlicher Anforderungen dient, sondern auch als operatives und strategisches Instrument zum langfristigen Unternehmenserfolg beitragen kann.

Die Integration von ökonomischen und ökologischen Aspekten ermöglicht dann eine breitere Basis für Entscheidungen im unternehmerischen Umfeld. Doch reicht nur die Gegenüberstellung der beiden Gruppen von Argumenten nicht aus, da Entscheidungsprobleme vielfach multikriteriell sind und weitere Aspekte wie Anlagen- und Zukunftssicherheit nicht berücksichtigt werden. Um Mehrziel-Entscheidungsunterstützungen zu geben, muss den Entscheidungsträgern eine möglichst ganzheitliche Entscheidungsgrundlage bereitgestellt werden.

An Hand einer Fallstudie aus dem Bereich der Automobillackierung wird in der vorliegenden Arbeit eine Methodik entwickelt, die die beschriebene Integration ökonomischer und ökologischer Aspekte in einem methodischem Ansatz ermöglicht.

Dabei steht auf der einen Seite die ökologische Bewertung der aus den Lackierprozessen hervorgehenden Stoffe im Vordergrund. Auf der anderen Seite wird für die repräsentativen Stoffflüsse eine energie- und materialflussorientierte Umweltkostenrechnung durchgeführt. Die Teilergebnisse werden anschließend um weitere Aspekte ergänzt und mittels eines multikriteriellen Entscheidungsverfahrens zusammenfassend bewertet.

Diese Betrachtung und Integration der Aspekte Technik, Ökonomie und Ökologie führt zu einem ganzheitlichen Entwicklungsansatz, der es ermöglicht, Fragestellungen multikriteriell zu bewerten.

⁹ Vgl. ISO 14040 (1997)

¹⁰ Vgl. SPENGLER, S. 2 (1998)

Als Grundlage für die Erstellung einer Bilanz des Automobillackierprozesses wird eine detaillierte Stoffstromanalyse und darauf aufbauend eine Bewertung der aktuellen sowie zukünftiger Lackierszenarien durchgeführt. Die Automobillackierung stellt dabei einen signifikanten Bereich in der Herstellung und auch im gesamten Produktlebenszyklus eines Fahrzeuges dar¹¹.

Die in der vorliegenden Arbeit entwickelte Bewertungs- und Entscheidungsmethodik leistet einen Beitrag zum industriellen Stoffstrommanagement, indem geeignete Werkzeuge der Umweltsystemanalyse und der Umweltkostenrechnung für ein betriebliches Energie- und Stoffstrommanagement zusammengeführt und mittels multikriteriellem Entscheidungsverfahren auf einer qualitativen Ebene weitere Aspekte in die Entscheidungsfindung integriert.

Die Erweiterung des Umweltmanagements von Unternehmen durch dieses ganzheitliche Werkzeug bietet somit die Möglichkeit, die Fülle zukünftiger Umweltaspekte in ausreichender Form integrieren und beantworten zu können.

¹¹ Vgl. EYERER, S. 362 – S. 392 (1996); PETERS, NUNGE, GELDERMANN, RENTZ, Kap. I (2002) und HARSCH, SCHUCKERT, EYERER, FINKBEINER, SAUR. Design for the Environment of Automotive Painting Concepts, SAE TECHNICAL PAPER SERIES, International Congress and Exposition S. 191 - 196, Detroit (1998)

2. Grundlagen und Methoden

Den zunehmenden Anforderungen durch nationale und internationale Umweltgesetzgebung sowie dem fortschreitenden Technologiewandel sind Unternehmen vor allem durch organisatorische Maßnahmen nachgekommen. Es wurden verantwortliche Personen als Umweltschutzbeauftragte benannt und vielfach ein Umweltmanagementsystem eingeführt (vgl. Abb. 2-1).

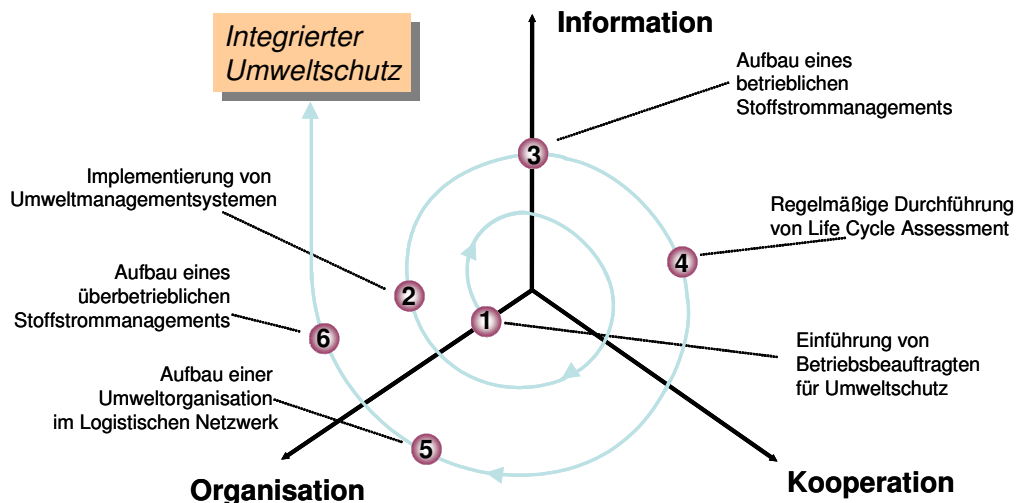


Abb. 2-1: Wandel des Umweltschutzes in Unternehmen [BULLINGER & JÜRGENS, 1999]

Die Erweiterung der Umweltgesetzgebung, deren Erfüllungsgrad eine breite Palette von betrieblichen und überbetrieblichen Informationen erfordert, lässt sich in Unternehmen nur durch ein Umweltmanagement beantworten, das in der Lage ist, Instrumente bereitzustellen, die die Fülle von Umweltaspekten in ausreichender Form integrieren und beantworten können.

Ein Instrument, umweltorientierte Ziele in Unternehmen einzubinden, stellt das betriebliche Stoffstrommanagement dar. Dessen Funktion besteht darin, Informationen über die wichtigsten betrieblichen umweltrelevanten Vorgänge zu sammeln und diese prozess- oder produktbezogen zuzuordnen und somit transparent zu machen. Dies kann Basis weiterer Betrachtungen sein (vgl. Abb. 2-1).

Ein Werkzeug zur notwendigen Informationsbeschaffung und -verwaltung stellen Betriebliche Umweltinformationssysteme (BUIS) dar, die sowohl als Informationsquellen (i. d. R. Datenbanken) als auch zur Unterstützung des betrieblichen Umwelt- und Stoffstrommanagements genutzt werden können. Beim Bestreben, ein betriebliches Stoffstrommanagement mit Unterstützung von BUIS zu integrieren, können, bei einem hohen Detaillierungsgrad der betrieblichen Information, Veränderungen von Produktionsweisen sowie Kostenzusammenhänge transparent gemacht

werden und somit dem Umweltcontrolling¹² als operatives und strategisches Planungsinstrument zur Entscheidungsunterstützung dienen. Im Folgenden werden die Determinanten, in dem sich Lackiertechnologie und industrielles Stoffstrommanagement bewegen, beschrieben. Auf die Situation und die Bedeutung der Lackiertechnologie wird in Kapitel 4 eingegangen.

2.1 Gesetzliche Rahmenbedingungen industriellen Stoffstrommanagements

Der Industrieprozess der Serienlackierung von Automobilen berührt mit seinen Emissionspfaden die Umweltmedien Wasser, Luft und Boden. Somit ist der Betreiber solcher Anlagen von einem breiten Spektrum gesetzlicher Vorschriften abhängig, die auf verschiedenen nationalen wie europäischen Ebenen zur Anwendung gelangen. Die nationale Gesetzgebung in der Bundesrepublik Deutschland, die lange Zeit für Unternehmen den „Status Quo“ gebildet hat, wird zunehmend durch europäische Richtlinien verändert und ergänzt. Bei einer Abschätzung der Umweltrelevanz von zukünftigen Lackieranlagen bedürfen aber die in der Entstehung und Diskussion befindlichen Rechtsordnungen einer besonderen Aufmerksamkeit. Diese umweltrechtlichen Regelungen erfordern u. a. techno-ökonomische Konsequenzen in Produktionsunternehmen. Nachfolgend werden die wichtigsten gesetzlichen Regelungen auf nationaler Ebene sowie neuere europäische Rechtsentwicklungen beschrieben.

2.1.1 Rechtsgrundlagen in Deutschland

Die Umweltgesetzgebung in Deutschland ist durch die historische Entwicklung vorwiegend auf die Umweltmedien Wasser, Luft und Boden ausgerichtet, wobei die Entwicklung eines Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) erst im Jahr 1998 abgeschlossen wurde. Die inhaltlich und für das Emissionsgeschehen in Produktionsunternehmen bedeutenden Gesetze bilden neben dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) das Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) und das Wasserhaushaltsgesetz (WHG), die durch das im August 2001 in Kraft getretene Artikelgesetz¹³ praxisrelevante Änderungen erfahren haben. Abbildung 2-2 gibt eine Übersicht über die Struktur und die Art der deutschen Gesetze, die auf Unternehmen Einfluss haben können.

¹² Vgl. BULLINGER, JÜRGENS U. REY. Stoffstrommanagement – Effizient produzieren nach Umwelt- und Kostenzielen. 4. Management-Symposium „Produktion und Umwelt“, S. 1-17 (2002)

¹³ Gesetz zur Umsetzung der UVP-ÄNDERUNGSRICHTLINIE, der IVU-RICHTLINIE und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz (Bundesgesetzblatt Jg. 2001 Teil 1 Nr. 40, S.1950-2024). In: BECK-TEXTE Umweltrecht (2000)

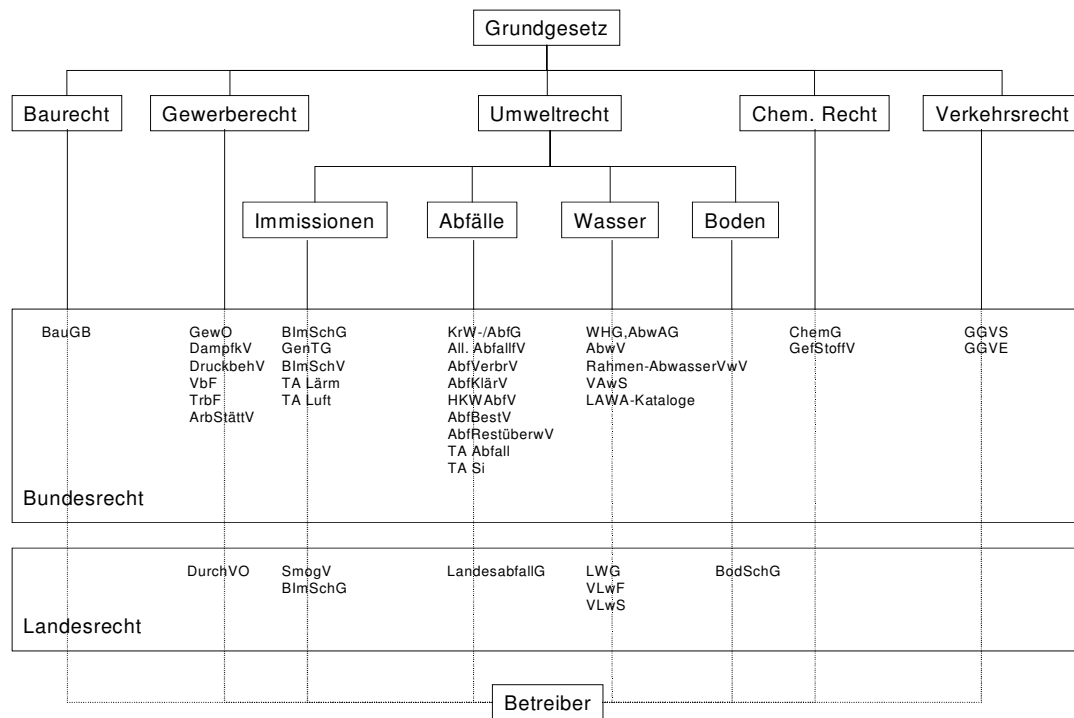


Abb. 2-2: Struktur wichtiger umweltrechtlicher Regelungen in Deutschland
[nach SPENGLER, 1998]

Die o. g. Gesetze haben in der Regel einzelstofflichen Charakter¹⁴. Mit dem Artikelgesetz hat sich die Betrachtung von Einzelanlagen, z. B. bei einem mehr als 100.000 Kraftfahrzeugen¹⁵ produzierendem Unternehmen, auf die Genehmigung als Gesamtanlage des Fertigungsstandortes erweitert.

2.1.1.1 Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG)

„Das Bundesimmissionsschutzgesetz ist in erster Linie auf das Schutzgut Luft ausgerichtet, schützt aber auch Boden und Wasser vor den durch die Luft übertragenen Verunreinigungen und vor Abfällen“¹⁶, indem Vorsorge vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Maßnahmen

¹⁴ So werden durch das Bundesimmissionsschutzgesetz Verbrauchsschwellenwerte für genehmigungsbedürftige Lackieranlagen (25 kg Lösemittel/h) genannt. Bei Überschreitung dieser Werte ist u. a. ein Emissionsgrenzwert von 50 mg Gesamtkohlenstoff pro Kubikmeter Trocknerabluft einzuhalten.

¹⁵ Anhang 3.24, 4. BImSchV. In: BECK-TEXTE Umweltrecht (2000)

¹⁶ Vgl. SPENGLER, S. 9 (1998)

nach dem *Stand der Technik*¹⁷ getroffen werden müssen (Vorsorgegebot § 5 BImSchG), um Gefahren für die Allgemeinheit und die Nachbarschaft auszuschließen. Dieser *Stand der Technik* wird durch die Entwicklung von Merkblättern, den so genannten BREF's¹⁸, der Richtlinie über die Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie)¹⁹ entwickelt. Das Bundesimmissionsschutzgesetz hat somit einen medienübergreifenden Charakter und verfolgt nach § 5 Abs. 1 das Vorsorgeprinzip. Das BImSchG wird wie die übrigen Bundesgesetze durch Verordnungen, Verwaltungsvorschriften und Technische Anleitungen (TA Luft) präzisiert. Maßgebend für die Automobilunternehmen in Deutschland, die Automobillackierung betreiben, sind die 31. BImSchV (VOC-Verordnung) und die 22. BImSchV (Immissionswerte VO), die Lösemittel- und Staubemissionen begrenzen sollen. Betroffen hiervon sind allerdings weniger die Serienlackierung sondern kleine und mittlere Teilelackieranlagen²⁰. Die Reduzierungsmaßnahmen sind in der Umstellung auf lösemittelarme Lacksysteme und Verbesserung der Abluftreinigung zu sehen. Weiterhin müssen Lösemittel-Reduzierungspläne erstellt werden²¹. Übergeordnetes Ziel der 31. BImSchV ist die Erreichung der in der UN/ECE Konvention festgelegten VOC-Emissionshöchstmengen²².

2.1.1.2 Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG)

Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, dessen Ziel die Förderung einer abfallarmen Kreislaufwirtschaft und die Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen ist, fordert von allen Betrieben, in denen mehr als 2 Tonnen besonders überwachungsbedürftige Abfälle bzw. mehr als 2.000 Tonnen überwachungsbedürftige Abfälle anfallen, die Erstellung eines Abfallwirtschaftskonzeptes (§ 19 KrW-/AbfG) sowie einer Abfallbilanz (§ 20 KrW-/AbfG).

Die Erstellung eines betrieblichen Abfallwirtschaftskonzeptes wurde erstmalig für das Jahr 1999 gefordert in dem Angaben über:

¹⁷ Der Stand der Technik wird dabei als „der Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, der die praktische Eignung einer Maßnahme zur Begrenzung von Emissionen gesichert erscheinen läßt“ bezeichnet (§3 Abs. 6 BImSchG). In: BECK-TEXTE Umweltrecht (2000)

¹⁸ Best Available Techniques Reference Documents

¹⁹ IVU-RICHTLINIE 96/61 EWG. In: BECK-TEXTE Umweltrecht (2000)

²⁰ Vgl. VDA Jahresbericht 2002, S. 181

²¹ Vgl. VDA Jahresbericht 2002

²² Das so genannte Göteborg-Protokoll „Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone“ wurde Ende 1999 im Rahmen der UN/ECE Konvention in Göteborg unterzeichnet

- Art und Menge der erzeugten Abfälle,
- Maßnahmen zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung,
- Verwertungs- und Beseitigungswege und
- Art und Verbleib der entsorgten Abfälle enthalten sein müssen.

Dieses Konzept soll als internes Planungsinstrument und als Kommunikationsgrundlage der Abfallwirtschaftsplanung mit den Behörden dienen.

Ein wichtiger Punkt des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes stellt die in § 22 KrW-/AbfG festgelegte Produktverantwortung dar. Die ausdrücklich festgelegten Rücknahme- und Rückgabepflichten (§ 24), ergänzt für den Automobilsektor um die im Jahr 1998 in Kraft getretene Altautoverordnung (AltautoV)²³, wirken sich auf Produktgestaltung, Herstellung sowie Beseitigung von Fahrzeugen aus.

Mit Inkrafttreten der Altautoverordnung ist auch die Freiwillige Selbstverpflichtung der Automobilindustrie und weiterer 15 Wirtschaftsverbände aus dem Jahr 1996 in Kraft getreten²⁴. In dieser Verpflichtung wird der zu beseitigende Abfall aus der Altauto-Entsorgung von 15 Prozent im Jahr 2002 auf maximal 5 Prozent im Jahr 2015 verringert und es gelten Stoffverwendungsverbote, z. B. für Blei, Cadmium und Chrom, im Fahrzeug²⁵.

2.1.1.3 Wasserhaushaltsgesetz (WHG)

Die Regelung der Wasserwirtschaft in Deutschland bildet das Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz, WHG), das auf Bundesländerebene durch die Landeswassergesetze (vgl. Abb. 2-2) geregelt wird. Eine Benutzung von Gewässern, in der Industrieproduktion oft das „Entnehmen und Ableiten von Wasser aus oberirdischen Gewässern...“ (§ 3 Abs.1 WHG), bedarf nach § 2 WHG einer behördlichen Erlaubnis (§ 7 WHG) oder Bewilligung (§ 8 WHG). Bei der Einleitqualität von Abwasser gilt auch hier wie beim Bundesimmissionsschutzgesetz der *Stand der Technik*, um „die Schadstofffracht des Abwassers so gering...“ (§ 7a WHG) wie möglich zu halten. Ein besonderer Punkt für Lackierbetriebe bilden die Anforderungen an die

²³ Verordnung über die Überlassung und umweltverträgliche Entsorgung von Altautos (Altauto-Verordnung – AltautoV) vom 04.07.1997, BGBl. I S.1666. In: BECK-TEXTE Umweltrecht (2000)

²⁴ BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (a) Art.-Nr.: 2305 (Mai 2000)

²⁵ Vgl. Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Altfahrzeuge, Anhang II, (2000)

Einleitqualität „auch für den Ort des Anfalls des Abwassers oder vor seiner Vermischung“ (§ 7a WHG).

Tabelle 1 gibt zwei Beispiele aus dem Anhang 40 der Abwasserverordnung²⁶ für die Einleitung von Abwasser und für Abwasser von Lackierbetrieben vor der Vermischung.

Tab. 1: Anforderungen an Abwasser aus Lackierbetrieben [Anhang 40, AbwV]

Anforderungen für die Einleit- stelle		Anforderungen vor Vermischung	
Parameter	Grenzwert	Parameter	Grenzwert
Aluminium	3 [mg Al/l]	AOX	1 [mg Cl/l]
CSB	300 [mg O ₂ /l]	Blei	0,5 [mg Pb/l]
Eisen	3 [mg Fe/l]	Cadmium	0,2 [mg Cd/l]
Kohlenwasserstoffe	10 [mg C/l]	Chrom	0,5 [mg Cr/l]
Phosphor	2 [mg P/l]	Chrom VI	0,1 [mg Cr ⁶⁺ /l]
		Kupfer	0,5 [mg Cu/l]
		Nickel	0,5 [mg Ni/l]
		Zink	2 [mg Zn/l]

Im Anhang 40 (Teil B) der Abwasserverordnung werden allgemeine Anforderungen an die Ferti-
gung gestellt, wodurch die Schadstofffrachten so gering wie möglich gehalten werden sollen.
Diese sind:

- Verlängerung der Standzeiten von Prozessbädern,
- Reduzierung der Badverschleppung,
- Mehrfachnutzung von Spülwässern und
- Rückgewinnen oder Rückführen von dafür geeigneten Badinhaltsstoffen aus Spülbädern in die Prozessbäder.

Im Zusammenhang mit der Abwasserverordnung ist das Abwasserabgabengesetz (AbwAG) zu nennen, das für bestimmte Schadstofffrachten Schadeinheiten festlegt und eine monetäre Abga-

²⁶ Vgl. Anhang 40 zur Abwasserverordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (AbwV) vom 21.03.97. In: BECK-TEXTE Umweltrecht (2000)

be²⁷ verlangt (§ 3 und § 9 AbwAG). Tabelle 2 gibt eine kurze Übersicht über Schadeinheiten und Schwellenwerte für verschiedene Parameter von Wasserinhaltsstoffen.

Tab. 2: Bewertung von Schadstoffen durch das Abwasserabgabengesetz
[Anlage zu § 3 AbwAG]

Parameter	Fracht/Schadeinheit	Konzentration	Fracht/a
CSB	50 kg	20 mg/l	250 kg/a
Phosphor	3 kg	0,1 mg/l	15 kg/a
Stickstoff	25 kg	5 mg/l	125 kg/a
AOX	2 kg (Halogen aus Cl)	100 µg/l	10 kg/a
Chrom	0,5 kg	50 µg/l	2,5 kg/a
Nickel ²⁸	0,5 kg	50 µg/l	2,5 kg/a
Blei	0,5 kg	50 µg/l	2,5 kg/a

Die dargestellte Zuordnung monetärer Abgaben zu industriellen Stoffströmen zeigt ein Beispiel der Koexistenz und Abhängigkeit von Umweltkosten und Stoffströmen.

Die aufgezeigten Regelungen im deutschen Umweltrecht werden durch Verordnungen und Richtlinien auf EU-Ebene, die national umgesetzt werden müssen, erweitert. Im Folgenden Kapitel werden die wichtigsten bestehenden europäischen Regelungen aufgezeigt und die neueren gesetzgebenden Entwicklungen²⁹, die in Zukunft Einfluss auf Industrieunternehmen haben und zu einer intensiveren Auseinandersetzung mit den innerhalb des jeweiligen Unternehmens eingesetzten Technologien und deren Auswirkungen führen, beschrieben.

²⁷ Derzeit liegt der Abgabesatz bei 35 Euro pro Schadeinheit (§ 9 AbwAG). In: BECK-TEXTE Umweltrecht (2000)

²⁸ ebenfalls enthalten in der Liste prioritärer Stoffe Anhang X der Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG) der EUROPÄISCHEN KOMMISSION

²⁹ Vgl. European Climate Change Programm (ECCP) der EUROPÄISCHEN KOMMISSION 2000/COM/88

2.1.2 Europäische Rechtsgrundlagen und Entwicklungen

2.1.2.1 Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft

Die Entwicklung der Europäischen Umweltpolitik³⁰ basiert auf Aktionsprogrammen, in denen die Europäische Gemeinschaft ihre umweltpolitischen Ziele und Grundsätze festlegt. Derzeit ist das Sechste Umweltaktionsprogramm „Umwelt 2010: Unsere Zukunft liegt in unserer Hand“³¹ in Kraft, das eine Laufzeit vom 01. Januar 2001 bis zum 31. Dezember 2010 besitzt und eine dauerhafte umweltgerechte Entwicklung zum Ziel hat.

Seit dem vierten Aktionsprogramm ist ein Wandel der strategischen Ansätze feststellbar, der durch:

- eine verstärkte Berücksichtigung medienübergreifender Effekte,
- eine stärkere Beteiligung der Öffentlichkeit,
- die Einbeziehung marktwirtschaftlicher Instrumente sowie
- eine verstärkte Integration von Umweltschutzanforderungen

in die Gemeinschaftspolitik gekennzeichnet ist.

Die Vorstellungen der EU-Kommission zum sechsten Aktionsprogramm berücksichtigen, neben den Anforderungen aus dem „Fünften Aktionsprogramm“, in verstärktem Maße eine nachhaltige Entwicklung, die nach ganzheitlicheren Gesichtspunkten vorgeht und folgende prioritäre Aktionsbereiche fokussiert³²:

- Klimaschutz,
- Natur und biologische Vielfalt,
- Umwelt und Gesundheit sowie
- Gewährleistung auf eine nachhaltige Entwicklung ausgelegten Umgangs mit natürlichen Ressourcen und Abfall.

³⁰ Alle europäischen aktuellen gesetzlichen Regelungen sowie weitere Initiativen finden sich auf der Homepage der EU <http://europa.eu.int/scadplus/leg/de> und gelten als Quelle für alle angesprochenen und nicht im Literaturverzeichnis aufgeführten Regelungen

³¹ Vgl. Beschluss des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Juli 2002 über das sechste Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft (1600/2002/EG)

³² Vgl. ZIEROCK (a), Entwicklungslinien der EG-Luftreinhaltepolitik. In: UB MEDIA Fachdatenbank, Markt Schwaben (2001)

Diese Entwicklung wird ebenfalls im Beitrag des Umweltbundesamtes „Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - die Zukunft dauerhaft umweltgerecht gestalten“³³ aufgegriffen und fordert, auch von der Industrie, Effizienzsteigerungen durch:

- eine flächendeckende Einführung von Umweltmanagementsystemen,
- die Bewertung der eigenen Umweltleistung sowie
- die nachhaltige Produktgestaltung über den gesamten Produktlebensweg.

In diesem Zusammenhang ist auch die Entwicklung einer thematischen Strategie für Luftqualität zu sehen. Das Programm „Clean Air For Europe“ (CAFE)³⁴ hat u. a. zum Ziel in enger Zusammenarbeit mit der UN-Wirtschaftskommission und der Weltgesundheitsorganisation fundierte wissenschaftliche Daten zu den Auswirkungen der Luftverschmutzung zu erarbeiten, zu erfassen und zu validieren. Dabei wird die Validierung von Emissionsverzeichnissen, Luftqualitätsbewertungen, Emissions- und Luftqualitätsvorhersagen sowie integrierten Bewertungsmodellen vorangetrieben. Die Schwerpunkte in der ersten Phase des Programms bilden die Themen Partikelbestandteile und bodennahes Ozon sowie Versauerung, Eutrophierung und Schädigung von Objekten des kulturellen Erbes.

Insgesamt bedeuten diese in der Entwicklung begriffenen Maßnahmen eine Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Ressourcenverbrauch. Auch wird die übergreifende Bedeutung von Luftschadstoffen herausgestellt, so dass an dieser Stelle auf die Relevanz von luftseitigen Emissionen aus Lackieranlagen und sonstigen Emittenten hingewiesen wird. Die weiteren, in Umsetzung begriffenen Regelungen und Vorhaben, die zu einer ganzheitlicheren und medienübergreifenderen Sichtweise führen und für den Betrieb von Lackieranlagen relevant sind, werden nachfolgend erläutert.

³³ Vgl. UMWELTBUNDESAMT (a) (2002)

³⁴ Vgl. KOM (2001) 245 endg. (nicht im Amtsblatt veröffentlicht)

2.1.2.2 UN/ECE Konvention

Bei der Betrachtung von stationären Anlagen, also auch Lackieranlagen, gewinnt die medienübergreifende Sichtweise immer mehr an Bedeutung und wird in den neueren Arbeiten der Europäischen Kommission, besonders bei den nachfolgend beschriebenen Protokollen zur UN/ECE³⁵-Konvention, deutlich.

Die von der UN/ECE beschlossene Konvention zur Verminderung von Luftverunreinigungen umfasst acht Protokolle, von denen das letzte im Jahr 1999 von 28 Staaten, darunter die Bundesrepublik Deutschland, unterzeichnet wurde und in die jeweiligen Fachgesetze integriert werden muss. Das so genannte „kombinierte Protokoll“³⁶, das u. a. für Anlagen zur Beschichtung von Personenkraftwagen gilt, zielt darauf ab, die Umweltauswirkungen Versauerung, Eutrophierung und Bildung bodennahen Ozons gleichzeitig zu verringern. Dazu sollen die Emissionen, jeweils verglichen mit dem Bezugsjahr 1990, von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC), Stickoxiden, Schwefeloxiden und Ammoniak bis zum Jahr 2010 deutlich gesenkt werden. Tabelle 3 gibt die Reduzierungsziele des kombinierten Protokolls für die Bundesrepublik Deutschland wieder. Die UN/ECE-Konvention wurde in der Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe umgesetzt.

Tab. 3: Reduzierung von Luftschadstoffen am Beispiel des kombinierten Protokolls der UN/ECE Konvention [Anhang I der RL 2000/C56E/10]³⁷

Schadstoff/Wirkung	SO ₂	NO _x	NH ₃	VOC
Versauerung	X	X	X	
Eutrophierung		X	X	X
Photooxidantienbildung		X		X
Reduzierung				
Deutschland 2010 [kt/a]	463	1051	413	924
Reduzierung zu 1990 [%]	63	41	17	40

³⁵ UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE

³⁶ Vgl. ZIEROCK (b), Immissionsrelevante Übereinkommen und Technikpapiere. In: UB MEDIA Fachdatenbank, Markt Schwaben (2001)

³⁷ Vorschlag 2000/C 56E/10 für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über nationale Emissionshöchstgrenzen für bestimmte Luftschadstoffe (Amtsblatt EG v. 29.02.2000 Nr. C 56E)

Die UN/ECE-Konvention stellt dabei das erste international verbindliche Instrument dar, das sich mit Luftreinhalteproblemen in einem grenzüberschreitenden Kontext beschäftigt³⁸. Sie generiert einen Rahmen zur Überwachung und Minderung der Gefährdung der Umwelt und der menschlichen Gesundheit durch grenzüberschreitende Luftverschmutzungen.

Die medienübergreifende Sichtweise und deren Zuordnung zu bestimmten Umweltproblemfeldern zeigt, dass eine Bewertung der Umweltinanspruchnahme, bezogen auf die emittierten Stoffströme der jeweiligen Emittenten, zukünftig durch eine anlagenbezogene Zuordnung von Emissionswerten gegeben sein muss. Gerade bei der Reduzierung bestimmter Umweltwirkungen muss eine Ursache-Wirkungsbeziehung zwischen relevanten Stoffströmen und naturwissenschaftlich begründeten Mechanismen gegeben sein und nachvollziehbar werden.

2.1.2.3 IVU-Richtlinie

Die Richtlinie der Europäischen Union über die Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU)³⁹, umgesetzt in deutsches Recht durch das „Artikelgesetz“ vom 27. Juli 2001, fördert den medienübergreifenden integrierten Umweltschutz (Art. 1), dessen Ziel die Vermeidung oder Verminderung von Emissionen und Abfällen in die Umweltmedien Luft, Wasser und Boden ist. Ein wesentliches Element für die Durchsetzung der Richtlinie in der Europäischen Union ist die einheitliche Genehmigung neuer (Art. 4) und eine Anpassung der bereits bestehenden Anlagen innerhalb der nächsten acht Jahre (Art. 5).

Das wesentlichste Instrument für die Erreichung der Vermeidung oder Verminderung von Umweltbelastungen stellt dabei der Einsatz der „Besten Verfügbaren Technik“ dar (Art. 2 Abs. 11). Diese beschreibt *„den effizientesten und fortschrittlichsten Entwicklungsstand der Tätigkeiten und entsprechenden Betriebsmethoden, der spezielle Techniken als praktisch geeignet erscheinen lässt, grundsätzlich als Grundlage für die Emissionsbegrenzung zu dienen, um Emissionen in und Auswirkungen auf die gesamte Umwelt allgemein zu vermeiden oder [...] zu vermindern“*⁴⁰. Diese BVT-Kriterien sollen bei allen neuen Anlagen und für Altanlagen spätestens ab 2007 gelten. Dabei bezeichnet :

- „Technik“ *„sowohl die angewandte Technologie als auch die Art und Weise, wie die Anlage geplant, gebaut, gewartet, betrieben und stillgelegt wird,*

³⁸ Vgl. PETERS, NUNGE, GELDERMANN, RENTZ, S. IV (2002)

³⁹ RICHTLINIE 96/61/EG des Rates vom 24.09.1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung. In Deutschland als IVU-Richtlinie umgesetzt. In: BECK-TEXTE Umweltrecht (2000)

⁴⁰ Vgl. EG-IVU-RL Artikel 2, In: BECK-TEXTE Umweltrecht, S. 100 (2000)

- „verfügbar“ *die Techniken, die in einem Maßstab entwickelt sind, der unter Berücksichtigung des Kosten/Nutzen-Verhältnisses die Anwendung unter in dem betreffenden industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht, gleich, ob diese Techniken innerhalb des betreffenden Mitgliedsstaats verwendet oder hergestellt werden, sofern sie zu vertretbaren Bedingungen für den Betreiber zugänglich sind* und
- „beste“ *die Techniken, die am wirksamsten zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt beitragen.*

Dieser integrierte Ansatz im Sinne einer medienübergreifenden Betrachtung und der Berücksichtigung der Verlagerung von Umweltverschmutzung von einem Medium ins andere stellt eine Neuerung im Umweltschutz dar.

Die in Anhang I IVU-RL unter Nummer 6.7 gelisteten *„Anlagen zur Behandlung von Oberflächen von Stoffen, Gegenständen oder Erzeugnissen unter Verwendung von organischen Lösemitteln, insbesondere zum Appretieren, Bedrucken, Beschichten, Entfetten, Imprägnieren, Kleben, Lackieren, Reinigen oder Tränken“* weisen auf Grund der Emissionen an flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) ein großes Umweltgefährdungspotential auf.

Für den Serienlackierprozess von Fahrzeugen, der die Applikation von verschiedenen Funktionsschichten beinhaltet, bedeutet die Reduzierung von Emissionen eine Erweiterung des derzeitigen *Standes der Technik*. Abbildung 2-3 beschreibt den Aufbau einer herkömmlichen Lack-schicht, deren Funktionalität und der daraus resultierenden Umweltbelastung. Die Belastung durch die aus dem Lackierprozess emittierten Schadstoffe belasten dabei die Umweltmedien Luft, Wasser und Boden in unterschiedlichem Maße. Die Lösemittlemissionen treten hauptsächlich in der Applikation der Füller-, Basis- und Klarlackschichten auf. Schadstoffbelastetes Abwasser und Schlamm tritt vor allem im Bereich der Vorbehandlung (Phosphatierung und Passivierung) auf (vgl. Kap. 4.2).

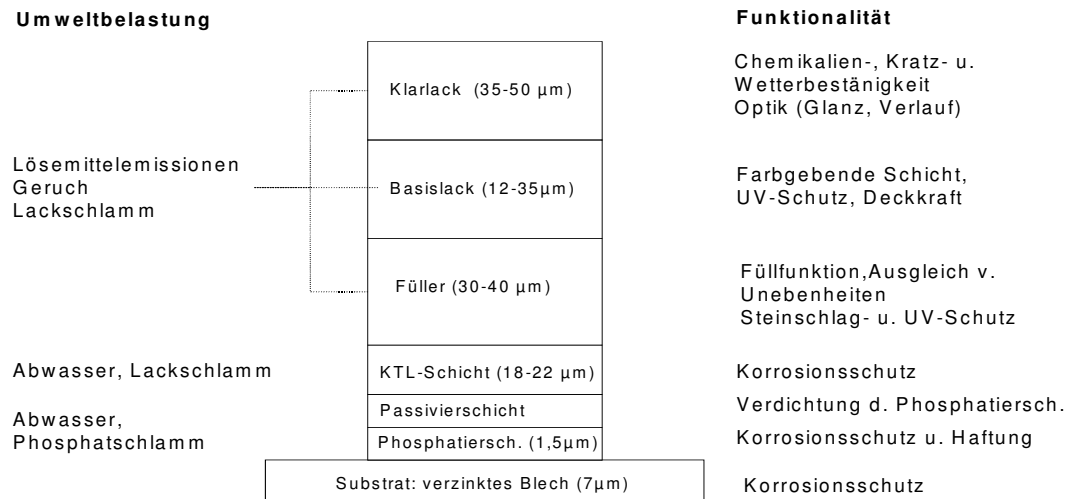


Abb. 2-3: Lackaufbau am Fahrzeug, Funktionalität und Umweltbelastungen
[GRUBER, 2001]

Für die Ermittlung von Anlagen mit Bester Verfügbarer Technik sind nach Anhang IV IVU-Richtlinie u. a. folgende Punkte zu berücksichtigen:

- Einsatz abfallarmer Technologien,
- Einsatz weniger gefährlicher Stoffe,
- Förderung der Rückgewinnung und Wiederverwertung der bei den einzelnen Verfahren erzeugten und verwendeten Stoffen und gegebenenfalls der Abfälle,
- Fortschritte in der Technologie und in den wissenschaftlichen Erkenntnissen sowie
- Art, Auswirkungen und Menge der jeweiligen Emissionen.

Identifizierte fortschrittliche Verfahren in der Serienlackierung von Kraftfahrzeugen und deren Reduzierungspotentiale sind in Tabelle 4 dargestellt.

**Tab. 4: Fortschrittliche Verfahren und beste zur Verfügung stehende Techniken
in der PKW-Serienlackierung [nach GRUBER, 2001]**

Fortschrittliche Verfahren	Status	Einsatzdatum	Bereich	Umweltentlastung
Membrantrennverfahren	Serieneinsatz	1994	Vorbehandlung	Weniger Abwasser, Reduzierung der Abwasserbelastung
Pulverklarlack	Serieneinsatz	1997	Klarlack	Reduzierung der Lösemittelemissionen, kein Abwasser, Energieeinsparung durch geringere Luftsinkgeschwindigkeiten
Pulverslurry Klarlack	Serieneinsatz	1997	Klarlack	Reduzierung der Lösemittelemissionen
Funktionsschicht	Serieneinsatz	1997	Füller und Basislack	Keine CO ₂ ,NO _x /CO-Emissionen durch Entfall Füllertrockner, Reduzierung von Abwasser, Schlamm und Energie
Niedertemperaturprozess	Entwicklung		Füller, Basis- und Klarlack	Energiereduzierung
High-Solid Klarlack (Festkörpergehalt ca. 80 %)	Entwicklung		Klarlack	Reduzierung der Lösemittelemissionen

2.1.2.4 VOC-Richtlinie

Die Richtlinie über die Begrenzung von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen⁴¹ (LM-Richtlinie) beruht auf der Erkenntnis, dass durch Verwendung und Freisetzung von organischen Verbindungen eine lokale Bildung photochemischer Oxidantien in den Grenzschichten der Troposphäre stattfindet und diese bei Anwesenheit von Stickoxiden zu erhöhten Ozonkonzentrationen in der Troposphäre beitragen.

Bei der Umsetzung der EU-Lösemittel-Richtlinie in deutsches Recht sind die Emissionsgrenzwerte für VOC-Emissionen auf den schon nach dem *Stand der Technik* deutlich unter EU-Wert

⁴¹ Richtlinie 1999/13/EG vom 11.03.1999 (Amtsblatt L 85)

liegenden Gesamtemissionsgrenzwert von 35 g bzw. 70 g Kohlenstoff (C)/m² Karosserieoberfläche für die Beschichtung von PKW bzw. Nutzfahrzeugen und für gefasstes Abgas nach den Trocknungsvorgängen von 50 mg C/m³ Abluft festgesetzt.

Der Grenzwert für die emittierte Menge an diffusen und gefassten aber unbehandelten Abgasen in Anlagen, die weniger als 15 Tonnen Lösemittel verbrauchen, ist auf maximal 25 % der eingesetzten Lösemittelmenge begrenzt (vgl. Tab. 5). Werden die geforderten Grenzwerte nicht eingehalten, muss für die jeweilige Anlage ein Reduzierungsplan erstellt werden.

Tab. 5: Gesamtemissionsgrenzwerte für die Beschichtung von neuen PKW und Nutzfahrzeugen [Anhang I-IV, 1999/13/EG (VOC-RL)]

Schwellenwert für den jährlichen Lösemittelverbrauch [t/a]	Gesamtemissionsgrenzwert [g/m ²]	Emissionsgrenzwert für gefasste Abgase [mg C/m ³]
PKW		
> 15	35	50 ⁴²
< 15		50 ⁴³ /25% ⁴⁴
Nutzfahrzeuge		
> 15	70	50
< 15		50/25%

Die Lösemittelrichtlinie gliedert sich in einen allgemeinen Teil mit grundsätzlichen Anforderungen und in einen branchenspezifischen Teil, der:

- Anwendungsbereiche, die Lösemittel verwenden, definiert (Anhang I),
- Schwellen- und Emissionsgrenzwerte für Anlagen der Anwendungsbereiche darstellt (Anhang IIA),
- Grundsätze und Praxisanforderungen an einen Reduzierungsplan nennt (Anhang IIB) und
- Leitlinien zur Aufstellung einer Lösemittelbilanz vorgibt (Anhang III).

⁴² Gefasste Abgase nach Trockner

⁴³ Gefasste behandelte Abgase

⁴⁴ Grenzwert für diffuse Emissionen und gefasste unbehandelte Abgase: 25% der eingesetzten Lösemittel

2.1.2.5 Wasserrahmenrichtlinie

Neben der Betrachtung von Luftschadstoffen findet auch im Bereich der Wasserpolitik eine Erweiterung sowohl geographisch als auch medienübergreifend statt, indem in der Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG bzw. 2455/2001/EG) folgende Maßnahmen darauf abzielen:

- eine Verschlechterung des Zustandes aller Oberflächenwasserkörper zu verhindern und sie zu verbessern und zu sanieren, ein gutes ökologisches Potential und einen guten chemischen Zustand zu erreichen sowie die Verschmutzung durch Einleitungen und Emissionen gefährlicher Stoffe einzugrenzen und
- die Grundwasserkörper zu schützen, zu verbessern und zu sanieren und ein Gleichgewicht zwischen Grundwasserentnahme und -neubildung zu gewährleisten.

Darüber hinaus schlägt die Kommission eine Liste prioritärer Schadstoffe⁴⁵ vor, die ein erhebliches Risiko für die aquatische Umwelt darstellen. Ebenso werden Maßnahmen zur Begrenzung dieser Stoffe sowie Qualitätsnormen für ihre Konzentration entwickelt. Stoffe die z. T. in der Lackierung Verwendung finden wie Benzole⁴⁶ oder Nickel und seine Verbindungen⁴⁷ unterliegen somit einer zukünftigen Reduzierung oder eines Verwendungsverbotes.

Die in den vorhergehenden Kapiteln beschriebenen gesetzlichen Vorgaben, die entweder schon in nationale Gesetzeswerke umgesetzt wurden oder in naher Zukunft zur Anwendung gelangen und die integrierte medienübergreifende Sichtweise des zukünftigen Umweltschutzes verdeutlichen, zeigen sowohl die Notwendigkeit zu einer erhöhten Transparenz von Industrie- und Gewerbeprozessen als auch einer Betrachtung und Bewertung der daraus resultierenden Wirkungen auf die Umwelt.

Um diese Anforderungen im Rahmen einer nachhaltigen Entwicklung zu erfüllen, sind Werkzeuge zu entwickeln, die innerhalb des industriellen Stoffstrommanagements eine

⁴⁵ Vgl. Anhang X Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG): Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik...[Amtsblatt L 331 vom 15.12.2001]

⁴⁶ Vgl. ebd. Pos. 4

⁴⁷ Vgl. ebd. Pos. 23

Transparenzerhöhung ermöglichen und eine detaillierte Indikatoren- und Kennzahlenbildung auf der Grundlage betrieblicher und überbetrieblicher Daten und Informationen absichern⁴⁸.

Die im Rahmen eines industriellen Stoffstrommanagements zur Verfügung stehenden Methoden, um die erwähnten integrierten Bewertungsmodelle zu entwickeln, werden im nächsten Kapitel vorgestellt.

2.2 Industrielles Stoffstrommanagement

Die beschriebenen gesetzlichen Anforderungen und die Ausrichtung hin zu einer nachhaltigeren Wirtschaftsweise erfordern von Unternehmen neben der Entwicklung innovativer vernetzter Produktionsstrategien auch eine deutlich gesteigerte Transparenz und Verantwortung in ihrem wirtschaftlichen Handeln. Um diesen Ansprüchen der verschiedenen gesellschaftlichen Gruppen zu begegnen, müssen Informationen bereitgestellt werden, die Aussagen über die Umweltwirkungen der Tätigkeiten eines Unternehmens, sowohl in den Fertigungsstätten als auch auf den Lebensweg des hergestellten Produktes bezogen, erlauben.

Die gesetzliche Entwicklung, die eine zukünftige Reduzierung von Emissionen und Abfällen in vielen Bereichen zum Ziel hat, erfordert somit neben den Maßnahmen zum Produkt zusätzlich eine Generierung innerbetrieblicher Transparenz von Stoff- und Energieflüssen.

Die Ansprüche einer nachhaltigen Unternehmenstätigkeit erweitert somit die Sichtweise der standortbezogenen Bilanzierung um eine detaillierte Prozessbetrachtung als auch die Bewertung des Unternehmensportfolio über den gesamten Produktlebensweg⁴⁹ und erfordert eine überbetriebliche Kommunikation von Zulieferern. Dabei ist die Grundlage nachhaltigen Wirtschaftens immer in Interaktion von Umwelt- und Wirtschaftsprozessen zu sehen (vgl. Abb. 2-4). Die Gestaltung der Beziehungen eines Unternehmens zu seiner natürlichen Umwelt spielt auch im Rahmen der einleitend genannten Nachhaltigkeitsdiskussion eine wichtige Rolle, da auch die Produktionsprozesse einer ökologischen Umgestaltung bedürfen⁵⁰. HESSELBACH ET AL. (2001) entwi-

⁴⁸ So stellt die Inventarisierung von Anlagen im Rahmen des Emissions-Handels auf der Grundlage des Kioto-Protokolls einen solchen Anspruch dar. Vgl. Grünbuch der Europäischen Kommission über die Einrichtung eines Systems für den Handel mit Treibhausgasen [Grünbuch KOM (2000) 87 endg. (nicht im Amtsblatt veröffentlicht)]

⁴⁹ Vgl. ISO 14040-43

⁵⁰ Vgl. HAASIS, Ein Überblick über Betriebliche Umweltinformationssysteme. In: Umweltwirtschaftsforum, 5. Jg., Heft 3, S. 4 (1997)

ckelte unter den genannten Gesichtspunkten den Begriff des „nachhaltigen Stoffstrommanagements“, das auf strategischer Ebene technische, ökonomische und rechtlich-politische Entscheidungen sowie auf operativer Ebene eine Schließung von Stoffkreisläufen unterstützt⁵¹.

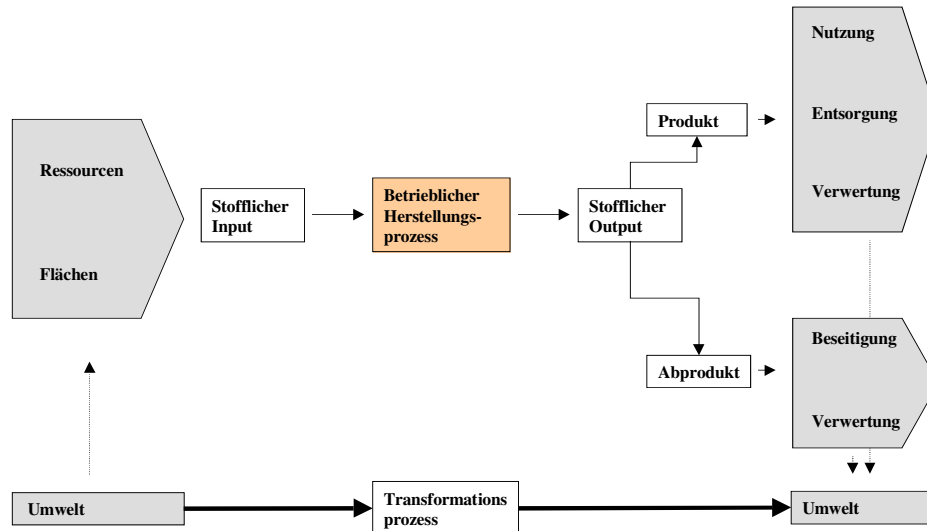


Abb. 2-4: Zusammenhang zwischen Umwelt- und Wirtschaftsprozessen

Die Entwicklung eines industriellen Stoffstrommanagements ist als eine Folgerung der sich verstärkenden Forderungen einer nachhaltigeren Wirtschaftsweise und der sich daraus ergebenden „Schließung von Stoffkreisläufen“ zu sehen.

Die oben genannten Ansprüche erfordern eine „systematische und kontinuierliche Erfassung und Aufbereitung entscheidungsrelevanter Informationen“⁵² und ein Stoffstrommanagement, das es ermöglicht, auf entsprechende Änderungen der Rahmenbedingungen zu reagieren und „einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung näher zu kommen“⁵³.

⁵¹ Vgl. HESSELBACH, SPENGLER, GRAF U. PLOOG, In: Umwelt, Heft 4/5, S. 37-39 (2001)

⁵² Vgl. SCHMIDT, S. 70, In: HAASIS, HILTY, HUNSCHIED, KÜRZL, RAUTENSTRAUCH (1995)

⁵³ Die ENQUETE KOMMISSION „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages stellt fest, dass Stoffstrommanagement ein Ansatz ist, um zusammen mit betrieblichem Umweltmanagement und im Rahmen geeigneter stoffpolitischer Instrumente der Verwirklichung einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung näher zu kommen“, Die Industriegesellschaft gestalten, S. 547 (1994)

Der von der Enquete-Kommission vorgeschlagene Begriff „Stoffstrommanagement“ lässt sich nach RAUTENSTRAUCH (1997) für Unternehmen umsetzen, indem durch eine detaillierte Stoff-, Energie- und Güterstromrechnung Kontroll-, Planungs- und Steuerungsgrößen für das betriebliche Umweltmanagement ermittelt werden⁵⁴. Abbildung 2-5 gibt einen Überblick über das Vorgehensmodell des Stoffstrommanagements.

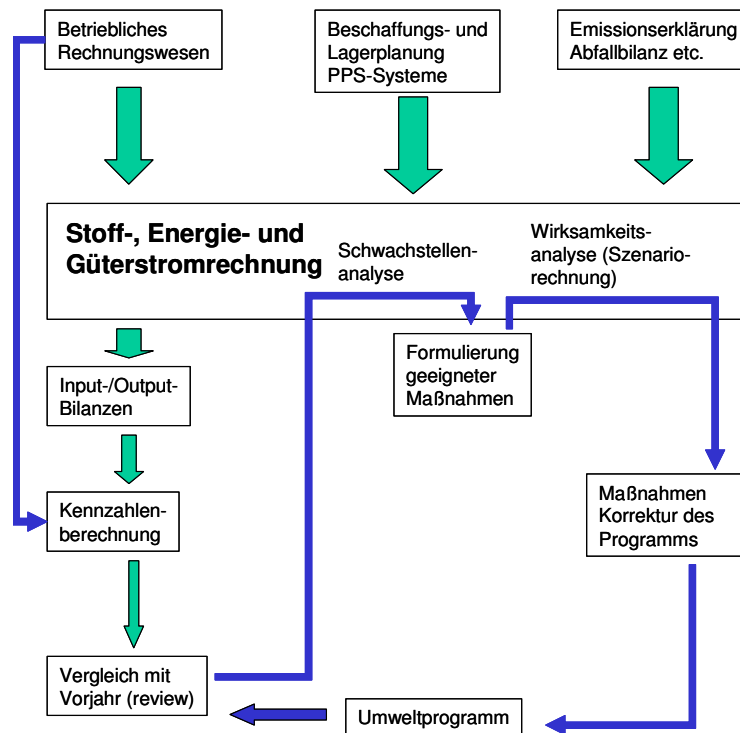


Abb. 2-5: Vorgehensmodell des Stoffstrommanagements [RAUTENSTRAUCH, 1999]

Für die mittels Stoffstrommanagement identifizierte Schwachstellen werden geeignete Maßnahmen formuliert und nach Abschätzung der Wirksamkeit im Umweltprogramm eines Unternehmens manifestiert. Die zu Grunde liegende Datenbasis stellt dabei das Betriebliche Rechnungswesen, Informationen aus Produktions-Planungs-Systemen (PPS) sowie die eigentlichen Umweltinformationen dar, die dann für die jeweils betrachteten Standorte, Prozesse etc. eine Auswertung nach ökonomischen und ökologischen Gesichtspunkten zulassen⁵⁵.

⁵⁴ Vgl. RAUTENSTRAUCH, In: Umweltwirtschaftsforum 5. Jg. Heft 3, S.7-11 (1997)

⁵⁵ Vgl. RAUTENSTRAUCH, S. 12-16 (1999)

Das Ergebnis der Stoff-, Energie- und Güterstromrechnung stellen oftmals Betriebs- oder Prozessbilanzen⁵⁶ dar, die zur Aggregation der Informationen auf Sachbilanzebene Input- und Outputwerte bereitstellen (vgl. Abb. 2-6).

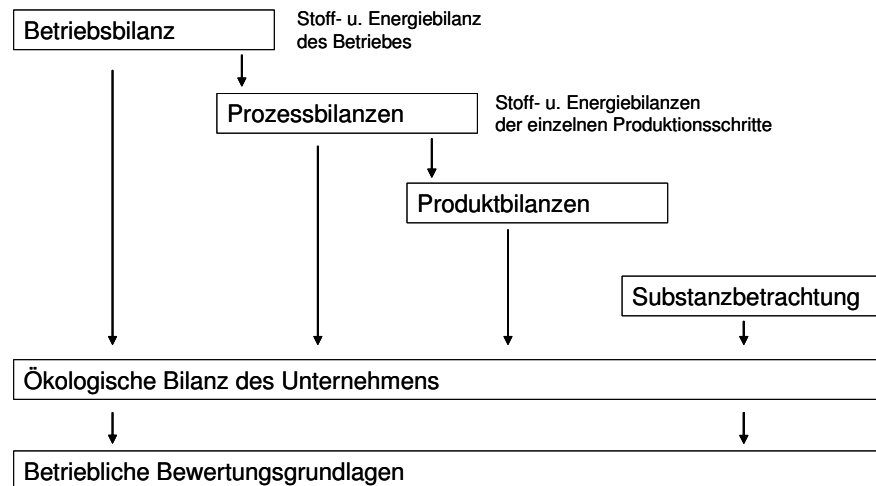


Abb. 2-6: Die Ökobilanz-Systematik [HALLAY&PFRIEM, 1992]

Die ökologische Bilanz des Unternehmens setzt sich demnach aus mindestens vier Teilbilanzen zusammen, die in unterschiedlichen Aggregationsebenen Aussagen zu Stoff- und Energieflüssen liefern. Um einen Herstellungsprozess wie den Automobillackierprozess zu analysieren und Szenarien, die auf Grundlage produktionsbezogener und ökologischer Kennzahlen Alternativen beschreiben, zu bewerten, muss eine detaillierte Bilanzierung die innerbetrieblichen Produktionsstrukturen differenziert abbilden.

Die Schritte eines Stoffstrommanagements nach der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages werden wie folgt dargestellt:

1. Zielfestlegung
2. Stoffstromanalyse
3. Stoffstrombewertung
4. Entwicklung von Strategien
5. Durchführung und Kontrolle.

⁵⁶ Vgl. HALLAY & PFRIEM, S. 58 (1992)

In der vorliegenden Arbeit wird das o. g. Vorgehen aufgegriffen und, nach Identifikation der derzeitigen Applikationssituation der Lackiertechnik von Automobilen, Szenarien der zukünftigen Entwicklung erarbeitet und bewertet.

Die Stoffstromanalyse stellt dabei ein zentrales Element zur Identifikation der Stoffströme und einer nachfolgenden Schwachstellenanalyse dar.

Das durch Stoffstromanalysen unterstützte betriebliche Stoffstrommanagement führt mit Blick auf die Gesamtheit der Stoffströme zu einer Transparenz im Unternehmen und eröffnet so Möglichkeiten in der Erschließung von Kostensenkungspotentialen sowie die Stärkung einer prozessorientierten Sichtweise.

Die stoffstromorientierte Sichtweise führt dabei zu einem „Sichtbarmachen“ von Stoffflüssen, die in unterschiedlichsten Prozessen vorhanden und in Abhängigkeit von der angewandten weiteren Berechnungsmethode (ökologisch oder ökonomisch) signifikant sein können.

Die Bedeutung von Stoff- und Energieflussbewertungen wurde in der Vergangenheit weitgehend unterschätzt.

So können bspw. Materialkosten einen Anteil von ca. 72 % der gesamten Herstellkosten (vgl. Abb. 2-7) ausmachen.

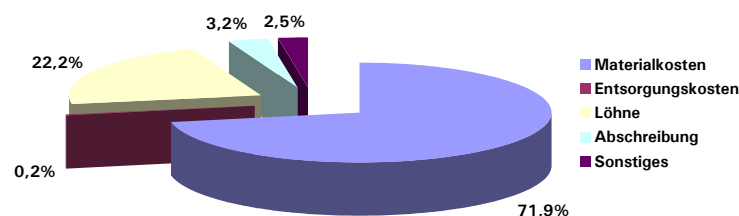


Abb. 2-7: Verteilung der Herstellungskosten in einem produzierenden Unternehmen
[STROBEL, 2001]

Zur ganzheitlichen Bewertung von formulierten oder geplanten Maßnahmen ist allein eine Bewertung nach Informationen aus der Sachbilanz bzw. Stoff- und Energiebilanzen nicht ausreichend.

Die Berücksichtigung von Kriterien u. a. wie Anlagen- und Zukunftssicherheit etc. spielen bei der Entscheidungsfindung, die in dieser Arbeit am Beispiel der industriellen Automobillackierung durchgeführt wird, eine wichtige Rolle.

Die zur Einführung eines betrieblichen Stoffstrommanagements zur Verfügung stehenden Methoden auf der Grundlage stoffstromorientierter Betrachtungen werden ebenso wie die Methoden einer multikriteriellen Bewertung von Produktionsprozessen in den folgenden Kapiteln beschrieben.

Für die Integration und Realisierung eines innerbetrieblichen Stoffstrommanagements sind in erster Linie keine neuen Instrumente für die oben diskutierte Fragestellung zu entwickeln, sondern bestehende Methoden anzupassen und auf Grund der multikriteriellen Bewertung von Prozessen und Technologien eine neue methodische prozessorientierte Zusammenführung der angepassten Werkzeuge aufzuzeigen⁵⁷.

Diese Integration bedeutet, dass ein Problemfeld nicht mehr ohne seine Auswirkungen in ein anderes allein bewertet werden sollte. Dabei wird z. B. bei der Betrachtung der Umweltauswirkungen der medienübergreifende Charakter von Industrietätigkeiten, wie in Kapitel 2.1 beschrieben, in den Vordergrund gestellt.

Der Bedeutung des umweltpolitischen Wandels in Richtung auf medienübergreifende Bewertung von Stoffströmen kann mit der systemorientierten Sichtweise der Stoffstromanalyse Rechnung getragen werden. So werden bspw. die mit den jeweiligen Produkten verbundenen Stoffströme identifiziert und „unter Anwendung geeigneter Verfahren auf der Grundlage der bestehenden Situation im Rahmen der Stoffstromanalyse Prognosen oder Szenarien der zukünftigen Entwicklung erarbeitet...“⁵⁸. Besonders beim kennzahlenorientierten Vergleich (benchmarking) von Standorten oder Prozessen kann die Stoffstromanalyse, eingebettet in ein Stoffstrommanagement, zur Entscheidungsfindung beitragen.

Die durch Stoffstromanalysen erzeugten Input-/Output-Bilanzen lassen jedoch keine Aussagen über Veränderung der Lagerbestände und somit auch der dazugehörigen abhängigen dynamischen Transformationsprozesse innerhalb des Unternehmens zu. Besonders die physischen Transformationsprozesse (z. B. chemische Trennung, Energieumwandlung etc.) sind in produzierenden Unternehmen besonders relevant und nahezu jeder dieser Prozesse führt zu unvermeidbaren Abfällen und Emissionen (Abprodukten). Die Entwicklung von Stoffstromnetzen,

⁵⁷ Vgl. ANKELE, In: FICHTER & CLAUSEN, S. 254 (1998)

⁵⁸ Vgl. ENQUETE-KOMMISSION „Schutz des Menschen und der Umwelt“, S. 558 (1994)

basierend auf dem Formalismus der Petri-Netze, sowie der Signalflussgraphen⁵⁹ ermöglicht die Durchführung einer kombinierten Bestands- und Flussrechnung, um sowohl zeitliche als auch räumliche Transformationen zu berücksichtigen. Die Stoffstromanalyse dient dazu, Betriebs- und Umweltdaten in einer Bilanz bereitzustellen, in einem weiteren Schritt betriebliche Kennzahlen zu ermitteln, eine ökologische Bewertung durchzuführen, eine Kostenrechnung mit integrierten Umweltgesichtspunkten anzuwenden oder eine Modellierung von Industrieprozessen durchzuführen (vgl. Abb. 2-8).

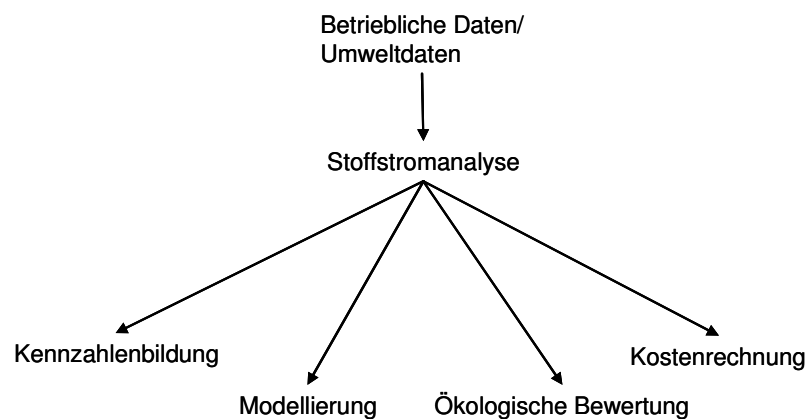


Abb. 2-8: Stoffstromanalyse als Grundlage zur Bewertung betrieblicher Prozesse

In der vorliegenden Arbeit wird die Stoffstromanalyse als Grundlage für eine ökologische Bewertung des derzeitigen sowie zukünftiger Automobillackierprozesse genutzt, die auch gleichzeitig eine betriebliche Kennzahlenbildung erlaubt. Die durch Verfahrensvariation veränderten Kosten für einzelne Stoffströme werden durch die so genannte „Flusskostenrechnung“ dargestellt und bewertet. Diese Integration von Kosten- und Umweltgesichtspunkten für zukünftige Lacksysteme bildet eine neue Systematik, indem die Planung von neuen Industrie-Verfahren durch eine integrierende Betrachtung der o. g. Gesichtspunkte erweitert wird.

Zur Durchführung der Stoffstromanalyse am Beispiel des Automobillackierprozesses werden Stoffstromnetze basierend auf dem Formalismus der Petrinetze herangezogen. Die Durchführung einer Stoffstromanalyse mit dem Ziel einer prozessorientierten kombinierten Material- und Kostenflussrechnung wird durch den Formalismus der Petri-Netze ermöglicht. Mit der Erstellung einer Prozessbilanz für den Automobillackierprozess als eine Auflistung von Stoffen und Energien, ist das Problem der zeitlichen Verwerfung, resultierend aus der Lagerung von Stoffen,

⁵⁹ Vgl. SPENGLER, S. 213-220 (1998)

nicht gelöst. Die Ursache besteht darin, dass nur Stoffflüsse betrachtet werden, nicht jedoch Bestände von Stoffen. „Die systematische Integration von Beständen ist *die* Eigenheit der so genannten Stoffstromnetze“⁶⁰. Diese Stoffstromnetze vereinen Flussdiagramme mit der Systematik der Petri-Netze und bilden somit eine methodische Grundlage von Stoffstromanalysen. Auf die relevanten Formalismen und Definitionen der Petri-Netz Theorie wird in Anhang I detailliert eingegangen.

Diese einen Produktionsprozess charakterisierende Stoffbilanz bietet die Grundlage für weitere Auswertungen im Rahmen einer ökologischen oder ökonomischen Bewertung des jeweiligen Prozesses. Bei der ökologischen Bewertung der in der Bilanz identifizierten Stoffströme sind deskriptive Datenmodelle mit einer statistisch mathematischen Beschreibung von Stoffhaushaltssystemen nicht ausreichend. Industrieprozesse, die in Form von Input- Outputbilanzen beschrieben werden und, zwar periodenbezogen ausgewertet werden, stellen einen zeitunabhängigen Fall dar. Emissions- und Abbauverhalten von chemischen Elementen und Stoffen zeigen dagegen zeitabhängige Mechanismen.

Bei einer ganzheitlichen Sichtweise, die neben ökologischen und ökonomischen Aspekten zukünftig auch soziale Kriterien mit einschließen muss, ist eine Erweiterung der i. d. R. stationären zeitunabhängigen Prozesse um eine Integration naturwissenschaftlicher Grundlagen in Form von zeitabhängigen Modellen notwendig (vgl. Abb. 2-9). In der vorliegenden Arbeit findet die Berücksichtigung zeitabhängigen Verhaltens nur partiell über die Integration wissenschaftlicher Erkenntnisse in die Methoden zur Umweltbewertung statt.

⁶⁰ Vgl. MÖLLER & ROLF, In: SCHMIDT & SCHORB, S. 38 (1995)

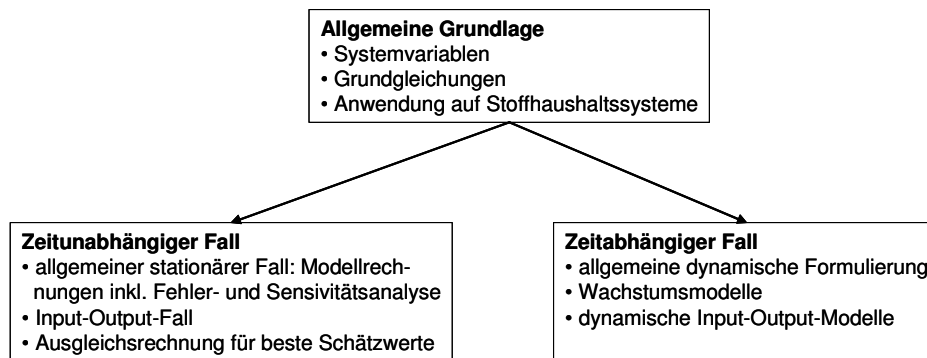


Abb. 2-9: Mathematische Grundlagen für die quantitative Stoffflussanalyse
[BACCINI & BADER, 1996]

Die quantitative Stoffflussanalyse bildet eine Grundlage für eine ganzheitliche Sichtweise und damit die Möglichkeit zukunftsverträglichere Produktionsweisen zu identifizieren.

Im Folgenden werden die ökologischen Bewertungsmethoden zur Abschätzung der Umweltwirkung von Industrieprozessen am Beispiel der Automobillackierung dargestellt. Auf die Schwierigkeit der Bewertung von Toxizitäten verschiedener Elemente wird am Beispiel der Schwermetalltoxizität in Flussökosystemen und deren Grundlagen hingewiesen. Weiterhin werden die Grundlagen der Umweltkostenrechnung beschrieben und eine Möglichkeit zur monetären Betrachtung von Stoffströmen aus der erzeugten Stoffbilanz der Stoffstromanalyse mit Hilfe prozessorientierter Umweltkostenrechnungsansätze aufgezeigt.

2.3 Ökologische Bewertung von Stoffhaushaltssystemen

Um die für die unterschiedlichen Szenarien derzeitiger und zukünftiger Lackierprozesse erzeugten Prozessbilanzen nach Umweltgesichtspunkten zu bewerten und einen Vergleich zu ermöglichen, werden die erzeugten Bilanzen analog den für die Anfertigung einer Ökobilanz nach ISO 14040 zu Grunde liegenden Sachbilanzen behandelt. Die Prozessbilanzen charakterisieren dabei nur einen Teilschritt des Lebenszyklus eines PKW und können als Teil-Ökobilanzen auch nur einen Teil der Gesamt-Umweltwirkung des Produktes PKW widerspiegeln. Um jedoch einen Prozessvergleich vorzunehmen und u. a. eine umweltschutzorientierte Entscheidung zu unterstützen, muss eine über die sachbilanzbezogene hinausgehende Bewertung vorgenommen wer-

den, da Veränderungen in industriellen Prozessen durch unterschiedliche Maßnahmen erreicht werden⁶¹.

So werden in der vorliegenden Arbeit die durch Szenarienbildung erzeugten unterschiedlichen Prozessbilanzen mit unterschiedlichen Abschätzungsmethoden in Bezug auf die Umweltwirkung der jeweiligen Szenarien und somit zukünftige Trends der Lackiertechnik bewertet. Diese Methoden sind jedoch keine einheitlichen Verfahren und weisen somit Unterschiede in der Bewertung auf. Eine Aussage kann somit nur durch einen Vergleich der unterschiedlichen Wirkungsabschätzungen und anschließenden Bewertungen angenähert werden.

Die Wirkungsabschätzungen in den zur Verfügung stehenden Methoden lassen durch die Verwendung von Wirkungskategorien (z. B. Umweltbundesamt) oder die Bildung von Einzelwerten (z. B. Schweizerisches Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)) durch Faktorisierung der Einzelemissionen eine direkte Vergleichbarkeit kaum zu. Auch kann eine „Best-Practice“-Methode für Ökobilanzen oder Technologiebewertung durch Betrachtung in Anlehnung an ökobilanzielles Vorgehen nach ISO 14040 ff. nicht ausgewiesen werden.

Die Vorgehensweise durch die Bildung von Wirkungskategorien sowie die „Multi Score“ und „Single Score“-Methoden werden nachfolgend beschrieben.

2.3.1 Umwelt-Wirkungskategorien

In dem vorhergehenden Kapitel wurde deutlich, dass die Ergebnisse von Sachbilanzen allein noch keine Aussagen über die potentiellen Wirkungen eines Produktes oder Prozesses auf die Umwelt zulassen, sondern nach ISO 14040 auf Grund der Kenntnisse möglicher Umweltwirkungen die einzelnen Stoffe mit vergleichbaren Umweltwirkungen verschiedenen Wirkungskategorien zugeordnet werden müssen (Klassifizierung)⁶². Zum Vergleich der Umweltrelevanz verschiedener Technologien, betrieblicher Abläufe, Produkte oder Dienstleistungen stehen derzeit unterschiedliche Bewertungsmethoden zur Verfügung, die als Bezugsgrößen naturwissenschaftliche Kenngrößen verwenden. Ein großer Teil der Methoden geht so vor, dass bei der Ermittlung der jeweiligen Bezugsgröße Umweltauswirkungen auf unterschiedliche Umweltkompartimente in einer Maßzahl subsummiert werden müssen. Umweltwirkungen können durch Umweltindikatoren und Wirkungskategorien beschrieben werden und entstehen auf vielen Stufen der Produktion. Bis Ende der 80er Jahre gab es einen sich stetig verändernden Kenntnisstand bezüglich der

⁶¹ Bspw. sind medienbezogene Maßnahmen oft durch technische Variationen bedingt

⁶² Vgl. ISO 14040, S.10 (1997)

Problembereiche und Wirkungszusammenhänge. Durch Aktivitäten auf Seiten der SETAC⁶³ und der OECD⁶⁴ sind Problembereiche identifiziert worden, die in großen Bereichen Übereinstimmungen aufweisen und in Umweltindikatorensystemen Berücksichtigung finden. Ebenfalls stimmen die Wirkungskategorien, die für die Wirkungsabschätzung herangezogen werden, weitgehend überein.

Im Rahmen der Bewertung können folgende Schritte zur Nachvollziehbarkeit und Aussagekraft beitragen und als Grundmodell nach ISO 14042 zur Vorgehensweise von Umweltrelevanzabschätzungen dienen:

1. Klassifizierung der Stoffflüsse in der Input/Outputanalyse nach Wirkungskategorien
2. Charakterisierung nach Umweltwirkungen und Aggregation von Einzeldaten zu Gesamtwirkungen (Wirkungsbilanz)
3. Bewertung nach Präferenzen, Werthaltungen etc..

Abbildung 2-10 beschreibt den Weg der Sachbilanzergebnisse über die Klassifizierung, die Anwendung eines Charakterisierungsmodells sowie die Beeinflussung von Stoffhaushaltssystemen (z. B. Ökosysteme, Mensch etc.), die z. Z. als „midpoint/endpoint impact assessment“ diskutiert werden⁶⁵.

⁶³ Society of environmental Toxicology and Chemistry. <http://www.setac.org>

⁶⁴ Organisation for Economic Co-operation and Development. <http://www.oecd.org>

⁶⁵ Vgl. GOEDKOOP ET AL., S. 1f, Leiden the Netherlands 2003 und BARE ET AL., In: International Journal of Life Cycle Assessment, S. 319-326 (2000)

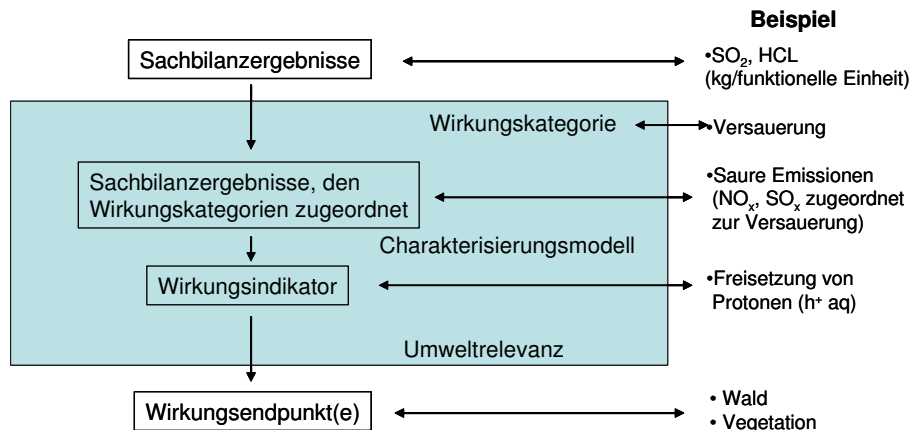


Abb. 2-10: Konzept der Wirkungsindikatoren [nach ISO 14042]

Zur Bewertung der Umweltwirkungen wird im Folgenden eine Auswahl von anwendbaren Methoden beschrieben.

Die nachfolgend beschriebenen und der Arbeit zu Grunde liegenden Wirkungskategorien sind nach Umweltbundesamt (1999)⁶⁶ und SETAC (2003)⁶⁷ ausgewiesen und angewandt. Tabelle 6 gibt einen Überblick über häufig berücksichtigte Wirkungskategorien, die z. T. weiterhin eingehender beschrieben werden.

⁶⁶ Vgl. SCHMITZ & PAULINI, S. 14 (1999)

⁶⁷ Vgl. JOLLIET ET AL., SETAC 2003, Life Cycle Impact Assessment Programme of the Life Cycle Initiative, Final report of the LCIA Definition study, S. 22-30 (2003)

Tab. 6: Wirkungskategorien nach UBA 1999 [nach FISCHHABER ET AL., 1999]

Wirkungskategorie	Auswahl bilanzierter Stoffe (mit Wirkungsgewichtung)
Treibhauseffekt (global warming potential)	CO ₂ =1; N ₂ O=320; CH ₄ =24,5 (CO ₂ -Äquiv.)
Ozonabbau (ozone depletion potential)	CCl ₃ F (FCKW 11)=1
Humantoxizität (human toxicity)	Siehe Versauerung + NMHC; Partikel; Staub; Formaldehyd; Benzol; Benzo(a)pyren und Dioxine
Ökotoxizität (ecotoxicity)	Siehe Humantoxizität
Photooxidantienbildung (photochemical oxidant creation)	NMHC; NMVOC; NO _x (Ethen-Äquiv.)
Versauerung (acidification)	SO ₂ =1; NO _x =0,7; HCL=0,88; NH ₃ =1,88 (SO ₂ -Äquiv.)
Eutrophierung (eutrophication)	PO ₄ ³⁻ =1 (Phosphatäquiv.)
Verbrauch von Rohstoffen (use of natural resources)	Kumulierter Energieaufwand, mineralische Rohstoffe

2.3.1.1 Treibhauspotential

Der natürliche Treibhauseffekt ist verantwortlich für die Temperaturentwicklung durch bestimmte Spurengase. Wasserdampf, Kohlendioxid Methan und andere Gase sowie Wolken absorbieren die langwellige terrestrische Strahlung und strahlen einen Teil auf die Erdoberfläche zurück.

Dieser natürliche Effekt wird zunehmend durch anthropogene Emissionen, die vorwiegend aus den Gasen Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Di-Stickstoffmonoxid (N₂O) sowie Fluorkohlenwasserstoffen (FCKW) bestehen, verstärkt und kann nach neueren wissenschaftlichen Erkenntnissen zu einer Erhöhung der Weltmitteltemperatur führen⁶⁸.

Die Klimawirksamkeit eines Stoffes wird durch zwei Effekte charakterisiert. Die direkte Strahlungswirkung eines Stoffes wird durch die Adsorption infraroter Strahlung bestimmt. Für die Strahlungsbilanz sind indirekte Effekte des Stoffes ausschlaggebend⁶⁹. Diese beiden Werte bilden den GWP-Wert (global warming potential) eines Stoffes. Nach HEIJUNGS (1992) ergibt sich der GWP-Wert eines Stoffes aus dem Wärmestrahlung-Absorptionskoeffizienten a_k des betrachteten

⁶⁸ Vgl. WWF Deutschland, Hintergrundinformation: Zusammenfassung des 3. Berichts des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), S. 1ff (2003)

⁶⁹ Vgl. SCHMITZ, S. A 11 (1995)

Gases k multipliziert mit dessen Konzentration c_k zum Zeitpunkt t im Vergleich zu den korrespondierenden Werten der Referenzsubstanz Kohlendioxid (CO₂-Äquivalent):

$$GWP_{T;k} = \frac{\int_0^T a_k \cdot c_k(t) dt}{\int_0^T a_{CO_2} c_{CO_2}(t) dt} \quad [\text{CO}_2\text{-Äquiv.}] \quad (2-1.1)$$

Aufgrund der unterschiedlichen Verweilzeiten der Spurengase bedarf es unterschiedlicher GWP-Äquivalenzwerte für verschiedene Zeithorizonte. Derzeit stehen GWP-Werte für die Zeiträume 20, 100 und 500 Jahre zur Verfügung⁷⁰. Zur Berechnung des Gesamt-Treibhauspotentials werden die relevanten Stoffe der Sachbilanz β_k mit ihren jeweiligen Treibhauspotentialen, i. d. R. bezogen auf den GWP₁₀₀, multipliziert und aufaddiert:

$$GWP_{ges} = \sum_{k=1}^s GWP(100)_i \cdot \beta_k \quad [\text{kg CO}_2\text{-Äquiv.}] \quad (2-1.2)$$

2.3.1.2 Ozonabbaupotential

So genannte Quellgase anthropogenen Ursprungs führen zu einer Verringerung der Ozonkonzentration der Atmosphäre, insbesondere der stratosphärischen Ozonschicht, indem in das photochemische Ozon-Gleichgewicht (Chapman-Gleichgewicht) eingegriffen wird. Die Ozon-Schädigungszahl (ozone depletion potential) gibt das Potential einer Substanz x an, das in Relation zur Bezugssubstanz Trichlorfluormethan (FCKW 11) zum Effekt der Ozon-Verringerung beiträgt:

$$ODP(x) = O_3(x) / O_3(\text{FCKW 11}) \quad (2-1.3)$$

mit:

$O_3(x)$ als Gesamt-Ozon-Änderung.

Dabei werden die ODP-Werte bestimmt „durch die mittlere atmosphärische Lebenszeit und die Natur des karalytischen Ozon abbauend wirkenden reaktiven Teilchens, das von Ozon abbauenden Stoffen beim Zerfall freigesetzt wird“⁷¹.

⁷⁰ GWP₂₀, GWP₁₀₀, GWP₅₀₀

⁷¹ Vgl. HULKE ET AL., Römp Lexikon Umwelt S. 505 u. S.527 (1993)

2.3.1.3 Versauerungspotential

Durch in die Atmosphäre emittierte Mengen an Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxid (NO_x) und Ammoniak (NH₃) kommt es u. a. zur Bildung von Schwefel- und Salpetersäure. In Verbindung mit Regen führen diese Säuren zu „sauren“ Niederschlägen, die zu einer Reduzierung des pH-Milieus in Böden und Gewässern führen können, da die Pufferkapazitäten dieser Systeme nur begrenzt der Versauerung entgegenwirken können⁷².

Die Wirkungskategorie Versauerung wird in Säure-Äquivalente relativ zu Schwefeldioxid angegeben und als Säurebildungspotential AP (acidification potential) beschrieben und stellt somit die Fähigkeit einer Substanz k dar, Wasserstoff-Ionen zu bilden:

$$AP_k = \frac{v_k / M_k}{v_{SO_2} / M_{SO_2}} [\text{SO}_2\text{-Äquiv.}] \quad (2-1.4)$$

mit:

v_k Anzahl an H⁺-Ionen

M_k molare Masse des betrachteten Stoffes

M_{SO_2} molare Masse der Referenzsubstanz SO₂.

Der Gesamtbeitrag zur Versauerung ergibt sich aus Multiplikation der relevanten Sachbilanzwerte mit ihren jeweiligen Versauerungspotentialen:

$$AP_{ges} = \sum_{k=1}^s \beta_k \cdot AP_k \quad [\text{kg SO}_2\text{-Äquiv.}] \quad (2-1.5)$$

Tabelle 7 gibt eine Übersicht über die Versauerungspotentiale verschiedener Säurebildner.

Tab. 7: Versauerungspotential verschiedener Stoffe [HEIJUNGS ET AL., 1992]

Säurebildender Stoff	Versauerungspotential
Schwefelwasserstoff (H ₂ S)	1,88 kg SO ₂ /kg
Chlorwasserstoff (HCL)	0,88 kg SO ₂ /kg
Fluorwasserstoff (HF)	1,60 kg SO ₂ /kg
Schwefeldioxid (SO ₂)	1,00 kg SO ₂ /kg
Stickoxide (NO _x)	0,70 kg SO ₂ /kg

⁷² Vgl. UMWELTBUNDESAMT (d), Betriebliche Umweltauswirkungen, S. 74f. (1999)

2.3.1.4 Eutrophierungspotential

Durch hohe Konzentrationen der Pflanzennährstoffe Phosphor und Stickstoff kann es in aquatischen Ökosystemen zu einem übermäßigen Pflanzenwachstum kommen (*aquatische Eutrophierung*), das von Primärkonsumenten nur zum Teil als Nahrung genutzt werden kann und nach Absterben unter starkem Sauerstoffverzehr von Mikroben zersetzt wird⁷³.

Durch die Veränderung des Nährstoffgehaltes kommt es zu einer ganzen Reihe von Wirkungen. So führt der Abbau von Biomasse in den unteren Wasserschichten zu einer Sauerstoffarmut und hohen Ammoniumkonzentrationen, die ein Produkt des Biomasseabbaus sind. Diese können in Verbindung mit hohen pH-Werten zur Bildung des fischtoxischen Ammoniaks führen. Die beschriebenen Mechanismen können zu positiven Rückkopplungen führen, da durch die anoxischen Verhältnisse im Sediment zusätzlich die vorher im Sediment gebundenen Nährstoffe freigesetzt werden können.

Solche Remobilisierungserscheinungen lassen sich ebenfalls bei ans Sediment gebundenen Schwermetallen feststellen. Als Folge stellt sich ein kaum noch reversibler Zustand in Gewässern ein, der eine veränderte Biozönose und somit ein verändertes Gefüge innerhalb des Ökosystems oder im schlimmsten Fall eine Zerstörung des gesamten Ökosystems darstellt.

Von Eutrophierung sind ebenfalls terrestrische Ökosysteme betroffen (*terrestrische Eutrophierung*), die mit gasförmig emittierten Stickoxiden (NO_x) und Ammoniak (NH_3) sowie ihren Reaktionsprodukten belastet werden.

Dem Stickstoff kommt eine besondere Bedeutung zu, da er in Ökosystemen als „limitierender Faktor“ angesehen werden kann. Ein Überangebot an Stickstoff führt zu einem erhöhten Pflanzenwachstum und somit zu einem höheren Bedarf an partizipierenden Nährelementen, was dazu führt, dass, bei einer nicht mehr ausreichender Nährelement-Verfügbarkeit, Nährstoffmangelerscheinungen auftreten. Dieses Eintreten von Ungleichgewichten in Bezug auf essentielle Nährstoffe führt z. B. in Waldökosystemen u. a. zu einer Herabsetzung der Frosthärte und zu einer Resistenzabnahme gegenüber Schädlingen und Krankheiten.

Die Quantifizierung des Eutrophierungspotentials (EP_k) erfolgt analog dem des Versauerungspotentials über die eutrophierungsrelevanten Stickstoff- und Phosphor-Anionen (v_k), die sich auf die molare Masse des betrachteten Stoffes (M_k) beziehen. Als Referenzsubstanz dient Phosphat

⁷³ Vgl. SCHMITZ & PAULINI, A1-21- A1-28 (1999)

(PO_4^3). Die Emissionsmengen werden aus der Sachbilanz mit ihrem spezifischen EP-Faktor multipliziert und aufaddiert (EP_{ges})⁷⁴:

$$EP_k = \frac{v_k/M_k}{v_{\text{PO}_4}/M_{\text{PO}_4}} [\text{PO}_4^{3-}\text{-Äquiv.}] \quad (2-1.6)$$

$$EP_{ges} = \sum_{k=1}^s \beta_k \cdot EP_k \quad [\text{kg PO}_4^{3-}\text{-Äquiv.}] \quad (2-1.7)$$

2.3.1.5 Photochemisches Oxidantienbildungspotential

Das Auftreten von Photooxidantien wie Ozon (O_3), Peroxiacetylnitrat (PAN), Peroxiden etc. führt in der unteren Atmosphärensicht (bodennahe Troposphäre) zu Schädigungen an Pflanzen und dem Atmungstrakt von Mensch und Tier. Dabei kommt dem Ozon eine dominierende Rolle zu, da die anthropogen erzeugten Vorläufersubstanzen NO_x , VOC, CO und CH_4 durch die zunehmende Industrialisierung stark zugenommen haben⁷⁵. Die photochemische Ozonbildung wird hauptsächlich durch das Konzentrationsverhältnis NO_2/NO bestimmt und als NO_2 -Photolyse beschrieben:



Die Quantifizierung der photochemischen Oxidantienbildung (photochemical ozone creation potential (POCP)) erfolgt über POCP-Äquivalenzfaktoren. Die Referenzsubstanz bildet das Ethen.

$$POCP_k = \frac{a_k/b_k}{a_{\text{C}_2\text{H}_4}/b_{\text{C}_2\text{H}_4}} \quad [\text{Ethen-Äquiv.}] \quad (2-1.9)$$

Die Multiplikation der einzelnen Emissionen mit dem jeweiligen POCP-Äquiv.-Faktor β_k und der Summierung ergibt nach HEIJUNGS (1992) das Gesamtoxidantienbildungspotential $POCP_{ges}$:

$$POCP_{ges} = \sum_{k=1}^s \beta_k \cdot POCP_k \quad [\text{kg-Ethen-Äquiv.}] \quad (2-1.10)$$

⁷⁴ Vgl. GÓMEZ & RAUTENSTRAUCH, S. 110 (2001)

⁷⁵ Vgl. SCHMITZ & PAULINI, A1-43 (1999)

Tabelle 8 gibt eine Übersicht über POCP-Äquivalenzfaktoren unterschiedlicher Gase, die als Luftfremdstoffe gelten.

Tab. 8: POCP-Äquivalenzfaktoren [GÓMEZ&RAUTENSTRAUCH, 2001]

Luftfremdstoff	POCP _{Ethen}
Acetylen	1,68E-1 kg Eth./kg
Benzol	1,89E-1 kg Eth./kg
Ethanol	2,68E-1 kg Eth./kg
Ethylacetat	1 kg Eth./kg
Ethylen	4,21E-1 kg Eth./kg
Formaldehyd	7,0E-3 kg Eth./kg
Methan	7,0E+0 kg Eth./kg
NMVOC	1,68E-1 kg Eth./kg

2.3.1.6 Toxizitätspotential

Die ökobilanzielle Abschätzung von Toxizitätspotentialen stellt ein viel diskutiertes und derzeit nicht vollständig gelöstes Problem dar⁷⁶. Die Wirkmechanismen im Menschen (Humantoxizität) und in Ökosystemen (Ökotoxizität) bestehen aus einer Vernetzung komplexer Vorgänge. Dabei spielen Exposition, Reversibilität, Irreversibilität sowie die räumliche Ausdehnung von Schadstoffemissionen eine wichtige Rolle.

Die Folgen der Schadstoffbelastung können akut oder chronisch sein. Dabei kommt den chronischen Einwirkungen geringer Konzentrationen von Substanzen und Stoffgemischen eine weit größere Bedeutung zu als bei akut auftretenden Störfällen⁷⁷. So haben Unfälle wie der Sandoz-Störfall 1986 zu einem Sterben vieler Fischarten und Wirbellosen auf einer Fließstrecke von rund 400 km geführt, aber nicht zu einer feststellbaren nachhaltigen Schädigung des Rheins. Bei Substanzen, die die Reproduktionsfähigkeit von Organismen beeinflussen, kann es hingegen zu einem Aussterben von Arten kommen, das sich langfristig entwickelt.

Modelle zur Beurteilung der Toxizität von Substanzen müssen neben den o. g. Mechanismen auch Abbaureaktionen und Abhängigkeiten zur Hintergrundbelastung bei nichtlinearer Dosis-Wirkungsbeziehung berücksichtigen. Dies ist nach heutigem Kenntnisstand zum größten Teil nicht gegeben und deshalb eine der umstrittensten Umweltkategorien.

⁷⁶ Vgl. EBERLE, S. 43 (2000)

⁷⁷ Vgl. FENT, S. 51f (1998)

Aussagen und Risikoabschätzungen für die Kategorien aquatische und terrestrische Ökotoxizität sowie Humantoxizität lassen sich nur mit einer großen Unsicherheit treffen⁷⁸.

Trotz der Schwierigkeiten zur Einschätzung des Toxizitätspotentials wird diese Umweltkategorie in der vorliegenden Arbeit berücksichtigt, da sich toxikologisch relevante Substanzen wie Löse- mittel und Schwermetalle in der PKW-Lackierung und deren vor- und nach gelagerten Produkti- onsstufen in der Anwendung befinden.

Eine Grundlage zur Beurteilung von Schadstoffwirkungen ist die Kenntnis über die räumliche Verteilung der verschiedenen Schadstoffgruppen. So müssen über Distributionsmodelle die E- missionspfade der unterschiedlichen Stoffe dargestellt und die Konzentrationsverteilung in die Umwelt-Kompartimente Boden, Wasser und Luft berechnet werden. Auf die Vielzahl an Litera- tur, die sich mit dem Thema der Ausbreitungsrechnung von Stoffen beschäftigt soll an dieser Stelle nur hingewiesen werden.

Die Anwesenheit von Schadstoffen in Ökosystemen gibt allerdings noch keine Aussage zur To- xizität, da Substanzen in unterschiedlichem Maße bioverfügbar sind. Wichtig für die Distribution von Schwermetallen ist die Anwesenheit von Liganden und das pH-Niveau, was zu einem Vor- kommen von Metallen als gelöste anorganische oder organische Komplexe sowie als unlösliche Komplexe oder an suspendierten Partikeln adsorbiert führen kann⁷⁹.

In Seen und Fließgewässern ist bspw. die Schwermetallverteilung abhängig von der Sedimentati- on der im Wasserkörper mitgeführten Partikel. Die Sedimentation ist dabei von entscheidender Bedeutung für die Verteilung zwischen Sediment und Wasserkörper, was auf der einen Seite dem Sediment eine Senkenfunktion auf der anderen Seite, bei Umkehr der Sedimentationsverhältnis- se, eine Quellenfunktion zuweist.

Zur Beurteilung der Metallkontamination von Sedimenten ist der Anteil der freien Metall-Aquo- Ionen und nicht die totale Metallkonzentration entscheidend. Die Liganden, die zur Reduzierung

⁷⁸ Ein Ansatz zur Bewertung der Toxizität findet sich nach GUINÉE ET AL. In: EBERLE, S. 43f. und SCHMITZ & PAULINI, S. A1-16f. Es wird darin das Verhältnis aus erwarteter Expositionskonzentration PEC (Predicted Envi- ronmental Concentration) und der Höhe der Schwellenkonzentration PNEC (Predicted No-Effect Concentra- tion) abgeschätzt und ein Äquivalenzwert zur Referenzsubstanz 1,4-Dichlorbenzol für das aquatische und terrestri- sche Ökotoxizitätspotential sowie die Humantoxizität gebildet.

⁷⁹ Zur Vertiefung der Thematik FENT, S. 80ff (1998)

der freien Metall-Ionen beitragen, gehören neben organischen Verbindungen (DOC)⁸⁰ vor allem Metalloxide und -sulfide. „Die freien, in Poren- oder Interstitialwasser gelösten Anteile an Umweltchemikalien, sind für benthische Organismen am besten verfügbar“⁸¹.

Die Metallspezifizierung ist demnach abhängig von folgenden Bedingungen:

- pH-Wert,
- Alkalinität und
- Konzentration anorganischer und organischer Liganden im Medium.

Die o. g. Zusammenhänge zeigen, dass eine Kategorisierung von Toxizitäten, nach SETAC aggregiert als Ökotoxizität, auf Grund der allein für die aquatische Toxizität aufgezeigten Dynamik und Abhängigkeiten nur bedingt bei der Wirkungsabschätzung aussagefähig ist.

Zur Abschätzung der Toxizität der in dieser Arbeit betrachteten Lackierverfahren wird deshalb die terrestrische Toxizität anhand des Feinstaubbildungspotentials PM₁₀⁸² und des Krebsrisikopotentials an Hand der Arsen-Äquivalente (As-Äq.) berücksichtigt, da ein enger Zusammenhang zwischen Lackieremissionen, Energieverbrauch und Bildung von Stäuben besteht.

2.3.2 Auswahl von Methoden zur Bewertung von Umweltwirkungen

2.3.2.1 Methode des Umweltbundesamtes (UBA-Methode Version 99)

Die Methode des Umweltbundesamtes 1999 stellt eine Erweiterung der im Zusammenhang mit der Getränkeverpackungs-Ökobilanz 1995 veröffentlichten Bewertungsmethode dar⁸³. Mit dieser Methode soll ein Umweltvergleich untersuchter Systeme abgeleitet werden, der als Kernpunkt eine Hierarchisierung (ranking) der verschiedenen in einer Ökobilanz berücksichtigten Wirkungskategorien zum Ziel hat. Die Bewertung beruht dabei nicht nur auf subjektiven Werthaltungen, sondern folgt einer Festlegung von Abschätzungen, die den aktuellen Stand des Wissens über Ursache-Wirkungsbeziehungen bestimmter Umweltwirkungen berücksichtigen.

Folgende Bewertungskriterien sind in der Methode festgelegt⁸⁴:

- „Ökologische Gefährdung“

⁸⁰ DOC: dissolved organic carbon

⁸¹ Vgl. FENT, S. 88 (1998)

⁸² PM₁₀ beschreibt die Feinstaubfraktion kleiner 10 µm

⁸³ Vgl. SCHMITZ & PAULINI, S. 1 (1999)

⁸⁴ Vgl. SCHMITZ & PAULINI, S. 2 (1999)

Eine Wirkungskategorie wird als um so Umwelt schädigender bewertet je schwerwiegender die potenzielle Gefährdung der ökologischen Schutzgüter anzusehen ist. Dieser Kategorie wird dann eine höhere ökologische Priorität zugewiesen.

- „Distance-to-Target“

Einer Wirkungskategorie wird bei diesem Kriterium ebenfalls eine höhere ökologische Priorität zugewiesen je weiter der derzeitige Umweltzustand von einem angestrebten Umweltzustand (nach Möglichkeit ein quantifizierbares Umweltqualitätsziel) entfernt ist.

- „Spezifischer Beitrag“ (Normierung)

Hierbei findet ebenfalls eine höhere ökologische Priorisierung nach dem Bezug der verschiedenen Wirkungskategorien zu einheitlichen bspw. landesweiten Referenzwerten statt.

Der „Spezifische Beitrag“ ergibt sich wie folgt:

$$\text{spez. Beitrag}_i = \frac{IE_{i, \text{funktionelle Einheit}}}{IE_{i, \text{jährlich Deutschland}}} = \frac{\sum_j m_{j, \text{funktionelle Einheit}} \cdot CF_{ij}}{\sum_j m_{j, \text{jährlich Deutschland}} \cdot CF_{ij}} \quad (2-1.10)$$

mit:

IE : Indikatorergebnisse in der Wirkungskategorie i

m_j : Sachbilanzergebnis des Stoffes j

CF_{ij} : Charakterisierungsfaktor des Stoffes j bezüglich der Wirkungskategorie i .

Zur Rangbildung werden die spezifischen Beiträge linear, gemessen am jeweils größten Wert, in fünf Klassen unterteilt (vgl. Tab.9).

Tab. 9: Rangbildung der UBA-Methode durch den „Spezifischen Beitrag“

[Schmitz & Paulini, 1999]

Zuordnung	Bedingung	Beitrag
A	80-100% des Maximalwertes	„sehr großer Beitrag“
B	60-80% des Maximalwertes	„großer Beitrag“
C	40-60% des Maximalwertes	„mittlerer Beitrag“
D	20-40% des Maximalwertes	„geringer bis mittlerer Beitrag“
E	0-20% des Maximalwertes	„geringer Beitrag“

Die beiden ersten Kriterien stellen demnach eine subjektive Bewertung dar, die Ermittlung des „Spezifischen Beitrages“ erfolgt hingegen über eine Rechenvorschrift.

Die ökologische Priorität einer betrachteten Wirkungskategorie ergibt sich dann aus einer zusammenfassenden Aussage der o. g. Kriterien und führt zu der oben angegebenen Rangbildung von:

A (höchste Priorität) bis

E (niedrigste Priorität).

Bei intersystemaren Vergleichen wird nach Gleichung 2-1.11 für jede Wirkungskategorie die Mehrbelastung desjenigen Systems berechnet, das das jeweils höhere Indikatorergebnis aufweist:

$$\text{Mehrbelastung}_i = \frac{IE_{i,\max} - IE_{i,\min}}{IE_{i,\min}} \quad [\%] \quad (2-1.11)$$

Die Zusammenführung der Kriterien „Ökologische Gefährdung“, „Distance-to-Target“ und „Spezifischer Beitrag“ zur ökologischen Priorität ermöglicht einen interspezifischen Vergleich und erlaubt eine zusammenfassende Aussage über umweltbezogene Vorteile in Vergleichssystemen oder nicht signifikanten Unterschieden der unterschiedlichen Wirkungskategorien. Zur Normierung des Wirkungsindikator-Ergebnisses werden die Werte des spezifischen Beitrags in Bezug zur jeweiligen Gesamtemission der Bundesrepublik Deutschland gesetzt und als Einwohnerwerte (EW) ausgewiesen.

2.3.2.2 Leitfaden Betriebliche Umweltauswirkungen des Umweltbundesamtes

Die 1999 vom Umweltbundesamt entwickelte Methode des Leitfadens zur Bewertung der betrieblichen Umweltauswirkungen hat eine praktikable Lösung zum Ziel, die es Unternehmen erlaubt, modular einzelne Umweltproblemfelder bewerten und abarbeiten zu können⁸⁵. Der Leitfaden nennt die Begriffe Umwelteinwirkungen und Umweltauswirkungen mit zentraler thematischer Bedeutung. Unter Umwelteinwirkungen werden generell alle belastenden Wirkungen auf die Umwelt verstanden, die sich auf menschliche Tätigkeiten zurückführen lassen:

- Emissionen stofflicher Art (z. B. Abluftemissionen etc.),
- Schallemissionen,
- Ressourcenverbrauch bzw. Ressourcenbeanspruchung (fossile Energieträger, Rohstoffe etc.),
- Flächenbeanspruchung und
- optische Wirkungen von Bauten etc..

⁸⁵ Vgl. UMWELTBUNDESAMT (e) Leitfaden Betriebliche Umweltauswirkungen (12/2003)

Diese Wirkungen können z. T. lokal (z. B. Geruchsbelästigungen in der Nachbarschaft eines Unternehmens) als auch regional stattfinden sowie über atmosphärische Transporte globale Auswirkungen haben (z. B. Treibhausgase).

Unter Umweltauswirkungen werden die Reaktionen der Umwelt bzw. der Ökosysteme auf die verursacherbezogenen Umwelteinwirkungen verstanden, die je nach Art und Eigenschaft der Umwelteinwirkung u. a. kurz-, mittel- oder langfristig sowie in ihrer Reaktion reversibel oder irreversibel sein können.

Die Methode differenziert weiterhin zwischen direkten (z. B. Schallemission) und indirekten (z. B. Emissionen bei der Energiebereitstellung für das Unternehmen) Umwelteinwirkungen. Um eine praktikable Anwendbarkeit zu gewährleisten, sollten lediglich die wesentlichen Umwelteinwirkungen, die sowohl direkt das Unternehmen verlassen als auch indirekt mit dem Unternehmen zusammenhängen, betrachtet werden⁸⁶ (vgl. Abb. 2-11). Für die vor- und nach gelagerten Produktionsstufen wird eine Beschränkung auf die mengenmäßig und ökologisch bedeutsamen Einzelmaterialien und Produkte empfohlen.

⁸⁶ Vgl. UMWELTBUNDESAMT (f), S. 4-6 (1999)

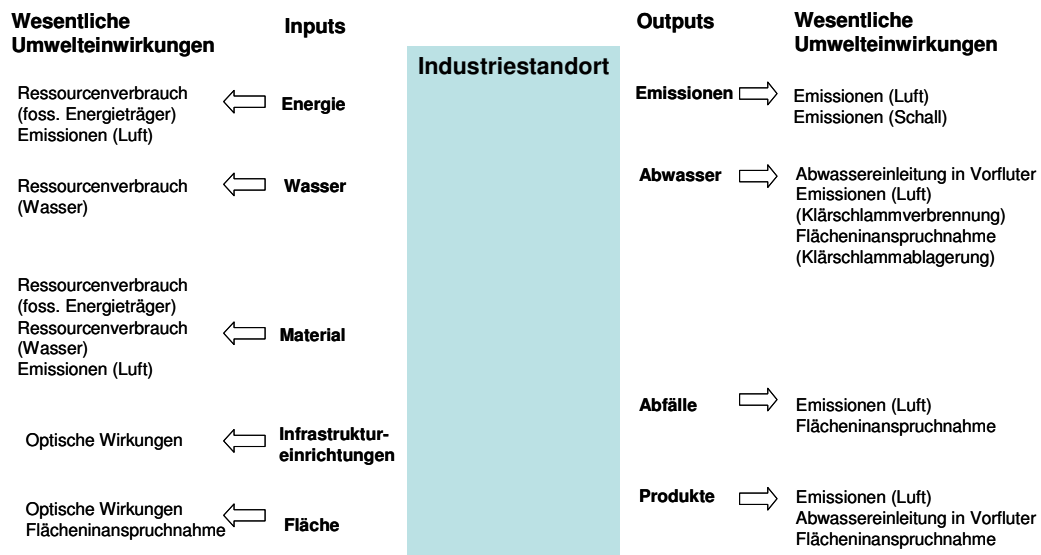


Abb. 2-11: Betriebliche Inputs und Outputs und damit verbundene Umwelteinwirkungen des Leitfadens Betriebliche Umweltauswirkungen [UMWELTBUNDESAMT (e), 1999]

Zur Bewertung der betrieblichen Umweltauswirkungen wird der lokalen, regionalen und überregionalen bzw. globalen Auswirkung von betrieblichen Umwelteinwirkungen durch die Bildung eines spezifischen Beitrags und Zuordnung zu bestimmten Umweltproblemfeldern Rechnung getragen, um Aussagen über das Betriebliche Wirkungspotential im Verhältnis zum Wirkungspotential des Bezugsraumes zu generieren⁸⁷:

$$\text{Betriebsspezifischer Beitrag} = \frac{\text{Betriebliches Wirkungspotential}[t/a]}{\text{Wirkungspotential des Bezugsraumes}[t/a]} \quad (2-1.12)$$

Die spezifischen Beiträge sowie die Umweltproblemfelder werden abschließend verbal bewertet und dienen als Entscheidungskriterien zur Ableitung des betrieblichen Handlungsbedarfs. Im Rahmen des Leitfadens wird u. a. das Umweltproblemfeld Sommersmog genannt und Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen gefordert⁸⁸.

⁸⁷ Vgl. UMWELTBUNDESAMT (f), S. 11-18 (1999)

⁸⁸ Vgl. UMWELTBUNDESAMT (f), S. 21 (1999)

2.3.2.3 Methode der ökologischen Knappheit (BUWAL)

Die vom schweizerischen Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) entwickelte Methode der ökologischen Knappheit ist als Weiterentwicklung der vom BUWAL 1990 publizierten Methode zu sehen⁸⁹. Diese Bewertungsmethode basiert auf einem Vergleich der aktuellen Flüsse (Frachten) eines Stoffes mit den entsprechenden Zielwerten (kritische Flüsse)⁹⁰.

Die Bewertung wird für jede Umwelteinwirkung mittels „Ökofaktoren“ durchgeführt und zu Umweltbelastungspunkten (UBP) aggregiert (vgl. Abb. 2-12).

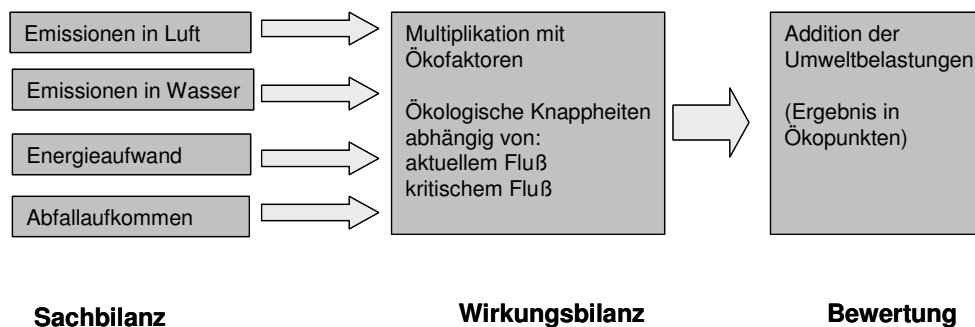


Abb. 2-12: Methode der ökologischen Knappheiten [nach AHBE, 1990]

Der Ökofaktor wird für jede Umwelteinwirkung als Maß für die potentielle ökologische Schädlichkeit definiert⁹¹:

$$\text{Ökofaktor} = \frac{1UBP}{F_k} \cdot \frac{F}{F_k} \cdot c \quad [\text{g}^{-1} \text{Schadstoff; MJ}^{-1} \text{Energie; t}^{-1} \text{Abfall etc.}] \quad (2-1.13)$$

mit:

UBP: Umweltbelastungspunkt

F: Aktuelle jährliche Fracht einer Umwelteinwirkung im Bezugsraum

F_k : Kritische Emissionsfracht im Bezugsraum während eines Jahres

c : $10^{12}/\text{a}$

Der dimensionslose Faktor c ist für alle Ökofaktoren identisch und stellt eine Umrechnungskonstante zur Vermeidung von nicht mehr praktikablen Größenordnungen von Zahlenwerten mit hohen negativen Potenzen dar. Nach Multiplikation der Sachbilanzwerte mit den jeweils spezifi-

⁸⁹ Vgl. AHBE ET AL. (1990)

⁹⁰ Die Zielwerte bilden, ähnlich wie beim „Distance-to-Target“-Kriterium der UBA-Methode, hier gesetzlich oder politisch festgelegte Grenzwerte der schweizerischen Umweltpolitik

⁹¹ Vgl. BRAUNSCHWEIG ET AL., S. 19f. (1990)

schen Ökofaktoren erhält man einen dimensionslosen Zahlenwert, der die Umweltbelastung in Ökopunkten darstellt. Die ökologische Gesamtbewertung wird durch die Summation der Umweltbelastungspunkte erreicht (vgl. Gl. 2-1.14).

$$\text{Umweltbelastung} = \sum_{i=1}^n \text{Menge}_i \cdot \text{Ökofaktor}_i \quad (2-1.14)$$

2.3.2.4 Schadenfunktions-Methode (ECO-Indicator 99)

Die Methode des Eco-Indicators wurde 1995 entwickelt und 1999 zum Eco-Indicator 99 weiterentwickelt, um ökologische Aspekte in Konstruktions- und Entwicklungsprozesse zu integrieren⁹². Die Emissionen aus der Sachbilanzebene werden zu einem Indikator aggregiert und beziehen sich auf den europäischen Raum. Emissionen werden zu Wirkungskategorien zusammengefasst (Klassifizierung) und nach einer wirkungsbezogenen Aggregation (Charakterisierung) mit europäischen Gesamtemissionsdaten normalisiert. Im letzten Schritt werden die Umwelt-Wirkungskategorien gewichtet und per Schadensfunktion den Schutzgütern „Menschliche Gesundheit“ (*Human Health*), „Zustand des Ökosystems“ (*Ecosystem Quality*) und „Ressourcen“ (*Resources*) zugewiesen (vgl. Abb. 2-13).

Im Folgenden werden die einzelnen Schadenskategorien beschrieben und es wird dargestellt, was es bei der Anwendung dieses Bewertungssystems zu beachten gilt.

1. *Human Health*

Die Kategorie "*Human Health*" beschreibt Beeinträchtigungen der Gesundheit durch Krankheit oder vorzeitigen Tod. Ursachen können Infektionskrankheiten, Atemwegserkrankungen, Herzgefäßerkrankungen durch Klimaveränderung, Krebs durch Strahlung, Krebs und Augenschäden durch Ozonschichtzerstörung sowie Krebs und Atemwegserkrankungen durch Giftstoffe in Luft, Trinkwasser und Nahrung sein.

Einheit der Schadensfaktoren ist DALYS (Disability Adjusted Life Years)⁹³.

Die Kategorie Human Health hat folgende Unterteilungen:

- Karzinogene Wirkungen,
- Wirkungen auf Atemwege (organische/anorganische Schadstoffe),

⁹² Vgl. GOEDKOOP (1995)

⁹³ Ein DALY entspricht einem verlorenen Lebensjahr einer Person oder indem eine Person vier Jahre an einer Krankheit leidet, die diese zu 25 % beeinträchtigt.

- Klimaveränderung,
- Radioaktive Elemente (Diese werden als einzelne Isotope mit der Einheit Becquerel aufgeführt) und
- Ozonschichtzerstörung.

2. *Ecosystem Quality*

Die Kategorie "*Ecosystem Quality*" beschreibt die Schädigung des Ökosystems durch ökotoxische Emissionen, durch Versauerung und Eutrophierung und durch Nutzung und Umwandlung von Naturraum anhand der Abnahme der Artenvielfalt.

Die Einheit der Schadensfaktoren ist $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{a}$ ($\text{PDF} = \text{Potentially Disappeared Fraction}$)⁹⁴.

Die Kategorie Ecosystem Quality hat folgende Unterteilungen:

- Ökotoxische Emissionen,
- Versauerung/Eutrophierung (Da die Wirkungen Versauerung und Eutrophierung oft nicht getrennt ihren Verursachern zugewiesen werden können, wurden sie zu einer Kategorie zusammengefasst) und
- Naturraumbeanspruchung (Diese wird als Produkt aus Fläche und Nutzungsdauer angegeben. Es wird unterschieden zwischen Nutzung einer Fläche und Umwandlung von Naturraum in genutzte Flächen).

3. *Resources*

Die Kategorie "*Resources*" umfasst Mineralien und fossile Brennstoffe. Bewertet wird die Qualität der zukünftigen Ressourcen. Ein Qualitätsverlust führt zu höherem Aufwand bei der Gewinnung.

⁹⁴ Ein $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{a}$ entspricht z.B. folgenden Ereignissen: von 1 m^2 Land verschwinden in einem Jahr alle Referenzspezies oder von 1 m^2 Land verschwinden in 10 Jahren 10 % aller Referenzspezies.

Bei Mineralien, inklusive Uran, ist der dominierende Qualitätsfaktor die Konzentration sowie bei fossilen Brennstoffen der Energieaufwand für die Förderung.

Die Einheit der Schadensfaktoren ist die "surplus energy"⁹⁵.

Die Kategorie Resources hat folgende Unterteilungen:

- Mineralien und
- fossile Brennstoffe.

Die Methode des Eco-Indicator 99 gibt Abbildung 2-13 wieder.

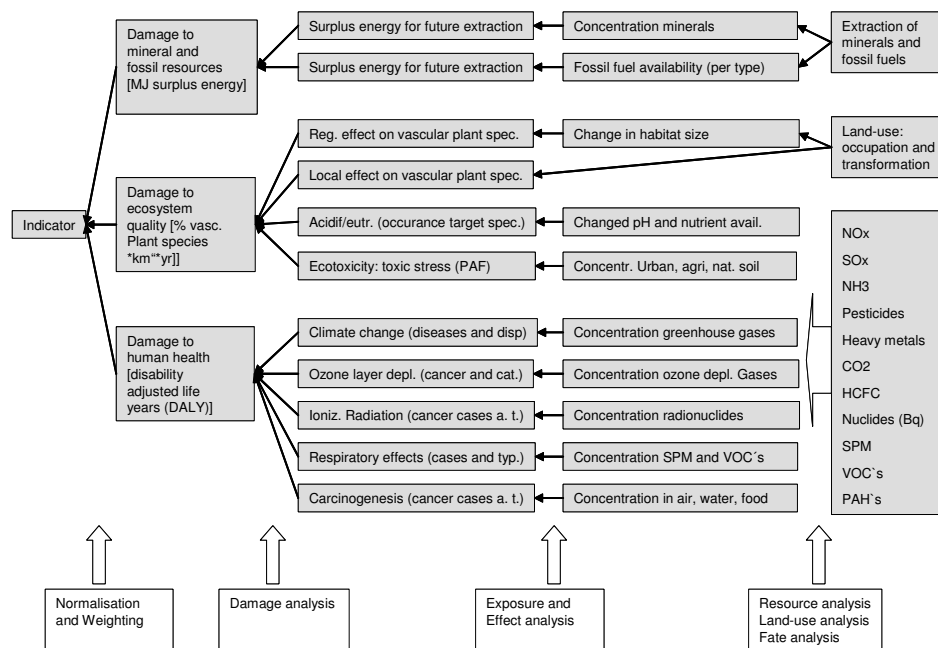


Abb. 2-13: Methode des Eco-Indicator zur Wirkungsabschätzung
[nach GOEDKOOP & SPRIENSMA, 2000]

Die Entwicklung zum derzeitigen ECO-Indicator 99 vollzog sich dabei aus einer kombinierten Methode von „Distance-to-Target“-Konzept und „Schadensfunktionsmethode“, die vorwiegend lineare Annahmen als Grundlage der Schadenskurven berücksichtigte (ECO-Indicator 95).

⁹⁵ 1 MJ surplus energy bedeutet, dass die Förderung eines Rohstoffs in der Zukunft ein zusätzliches MJ Energie erfordert. (Dabei wurde der Zeitpunkt in der Zukunft so gewählt, dass dann das 5-fache einer Ressource gefördert wird wie vor 1990. Der Faktor 5 ist willkürlich gewählt und fällt nach der Normierung heraus.)

Die Erweiterung der Methode beruht auf der zunehmenden Integration von erweiterten Fachkenntnissen im Bereich der Wirkungszusammenhänge in Ökosystemen und in der Humantoxizität.

2.3.2.5 Kumulierter Energieaufwand (KEA)

Im Rahmen der Bewertung der Umweltverträglichkeit von Produkten und Dienstleistungen sind Aufwand und Ressourcenverbrauch wichtige Aspekte für eine ganzheitliche Betrachtungsweise für Herstellung, Nutzung und Gebrauch von Gütern. Der Prozess der Energiebereitstellung bzw. -erzeugung trägt dabei wesentlich zu unterschiedlichen Umweltwirkungskategorien (vgl. Kap. 5.2) bei.

Die eingesetzte Energiemenge und die damit verbundene Ressourcenbelastung bilden einen wichtigen Kennwert zur ökologischen Bewertung von Produkten und Dienstleistungen⁹⁶.

Der Kumulierte Energieaufwand *KEA* nach VDI 4600 ermöglicht eine solche energetische Beurteilung und kann wichtige Grundinformationen für Ökobilanzen geben. Ebenfalls gibt der *KEA* bei Korrelation mit SO₂- und CO₂-Äquivalenten in Ökobilanzen einen Trend an, der es erlaubt, Grobanalysen durchzuführen, indem der *KEA* als Screening-Indikator genutzt wird⁹⁷.

„Der Kumulierte Energieaufwand *KEA* gibt die Gesamtheit des primärenergetisch bewerteten Aufwands an, der im Zusammenhang mit der Herstellung, Nutzung und Beseitigung eines ökonomischen Gutes (Produkt oder Dienstleistung) entsteht bzw. diesem ursächlich zugewiesen werden kann“⁹⁸.

Der Kumulierte Energieaufwand besteht aus den Teilsummen Herstellung (*KEA_H*), Nutzung (*KEA_N*) und Entsorgung (*KEA_E*):

$$KEA = KEA_H + KEA_N + KEA_E \quad (2-1.15)$$

Der *KEA_H* summiert alle als primärenergetisch bewerteten Energieaufwendungen, die sich bei der Gewinnung, Verarbeitung, Herstellung, Entsorgung und Transport der Fertigungs-,

⁹⁶ Vgl. FLAKE ET AL., S. 27 (2000) und VDI-RICHTLINIE 4600, S. 2 (1997)

⁹⁷ Vgl. UMWELTBUNDESAMT (b), S. 4f. (1999) und SCHMITZ & PAULINI, S. 26 (1999)

⁹⁸ Vgl. VDI-RICHTLINIE 4600, S. 4 (1997)

Hilfs- und Betriebsstoffe, Betriebsmittel sowie bei der Herstellung des Produktes selbst ergeben. Der KEA_N berücksichtigt analog dem KEA_E neben dem Energieverbrauch während der Nutzungsphase bzw. Entsorgungsphase auch die Betriebsmittel, Hilfs- und Betriebsstoffe für Betrieb und Wartung sowie die Aufwendungen für Herstellung und Entsorgung von Ersatzteilen.

Neben der oben beschriebenen am Produktlebensweg orientierten Strukturierung wird zusätzlich nach *Kumuliertem Prozessenergieaufwand KPA* und *Kumuliertem Nichtenergetischem Aufwand KNA* unterschieden. Der KPA beinhaltet alle gehandelten, primärenergetisch über *Bereitstellungsnutzungsgrade* bewerteten *Endenergien EE* für Wärme, Kraft, Licht und sonstige Nutzelektrizitätserzeugung. Der KNA hingegen umfasst die Summe des primärenergetisch bewerteten Energieinhalts aller nicht-energetisch eingesetzten Energieträger NEV und des *Stoffgebundenen Energieinhalts SEI* von Einsatzstoffen.

Der *Nichtenergetische Verbrauch NEV* beschreibt den Energieinhalt der stofflich verbrauchten Energieträger, i. d. R. stellen die fossilen Rohstoffe den hauptsächlichen Stoffverbrauch dar. Über den Heizwert werden die Energieinhalte der restlichen brennbaren Stoffe (bspw. Biomasse) erfasst und als *Stoffgebundener Energieinhalt SEI* ausgewiesen. Die Bereitstellung der Endenergie beim Verbraucher und der damit verbundene Ressourcenbedarf ist abhängig vom Bereitstellungs-nutzungsgrad, der sich aus der gesamten Prozesskette Energiebereitstellung, analog dem Wirkungsgrad der Prozesskette, ergibt.

Der Bereitstellungsnutzungsgrad g_{kum} stellt das Verhältnis einer Zielgröße W_{Out} zu den notwendigen Aufwendungen der Bereitstellung W_{In} dar⁹⁹:

$$g_{kum} = \frac{W_{Out}}{\Sigma W_{In}} \quad (2-1.16)$$

Die Summe der o. g. Inputs (W_{In}) fließt somit in die Berechnung des Bereitstellungsnutzungsgrades ein und erlaubt eine Aussage über den Anteil regenerativen Energieeintrages (KEA_{reg})¹⁰⁰ in ein System:

$$\Sigma W_{In} = m_{Et} \cdot H_u + KEA_{Anl} + KEA_{reg} \quad (2-1.17)$$

mit:

m_{Et} : Masse Energieträger

H_u : unterer Heizwert

KEA_{Anl} : Kumulierter Energieaufwand für Anlagen

⁹⁹ Vgl. FLAKE ET AL., S. 32 (2000)

¹⁰⁰ Zur Vertiefung der Bewertung und Zuordnung regenerativer Energien vgl. WAGNER (1993)

KEA_{reg} : Kumulierter Energieaufwand der primärenergetisch bewerteten regenerativen Energieaufwendung

Unter Berücksichtigung des Bereitstellungsnutungsgrades g errechnet sich der KEA nach VDI 4600 folgendermaßen:

$$KEA = \sum_{i=1}^l \left(\frac{EE_i}{g_i} \right) + \sum_{j=1}^m \left(\frac{NEV_j}{g_j} \right) + \sum_{k=1}^n \left(\frac{SEI_k}{g_k} \right) \quad (2-1.18)$$

2.4 Umweltkostenrechnung

Wie in den vorhergehenden Kapiteln beschrieben, sind Umweltbelastungen durch Industrieprozesse zu einem großen Teil an Stoff- und Energieströme gekoppelt. Für eine Abschätzung der Umweltauswirkungen werden diese Ströme verschiedenen Wirkungskategorien zugeordnet und anschließend bewertet. Die so erlangten Erkenntnisse über Umweltvorteile bzw. Nachteile einzelner Prozesse, ganzer Prozessketten oder Produkte fließen derzeit in Investitionsentscheidungen für eventuelle Verfahrensoptimierungen oder Ersatzbeschaffungen nur zu einem geringen Teil ein.

Dies resultiert zum einen daraus, dass in vielen Industrieunternehmen die Stoffströme in den unterschiedlichen Teilprozessen aber auch über die gesamtbetrieblichen Abläufe nicht durchgehend transparent sind und somit nicht in das Bewusstsein von Entscheidungsträgern rücken. Auf der anderen Seite ist der hohe Anteil der Materialkosten an den Herstellkosten, der zwischen 60 %¹⁰¹ und 70 %¹⁰² ausmachen kann, oft nicht ausgewiesen und in Entscheidungen unterschätzt wird.

Die in der vorliegenden Arbeit durchgeführte Erstellung von Prozessbilanzen ermöglicht eine Identifikation der für einen Prozess charakteristischen Aufwendungen in Form von

¹⁰¹ Vgl. FICHTER ET AL., S. 10 (1999)

¹⁰² Vgl. STROBEL (2001)

Energie- und Materialverbräuchen und der nach industrieller Transformation entstehenden Produkte und Abprodukte. Mit der durchgeführten Szenarioanalyse lassen sich Aussagen zur Effizienz von Maßnahmen treffen, indem verminderte Stoffstrommengen in den Prozessbilanzen ausgewiesen und anschließend deren Umweltwirkungen bewertet werden.

Als weitere Entscheidungsunterstützung bietet sich die Anwendung einer material- und energieorientierten Kostenrechnung an, die es ermöglicht in einem Stoffflussmodell perioden- und umweltbezogene Kosten-Informationen aus den stoffstrombezogenen Angaben einer Prozessbilanz abzuleiten.

Mit der Frage der Identifikation und Weiterverarbeitung umweltbezogener Kosten in Unternehmen beschäftigt sich in verstärktem Maße die betriebliche Umweltkostenrechnung.

Bei der Umweltkostenermittlung sind Methoden im Einsatz, die auf unterschiedlichen Aggregationsebenen Aussagen zu Umweltkosten liefern, aber durch die jeweilige Methodik nur Teilbereiche einer Umweltkostenbetrachtung sein können.

Umweltkosten von Unternehmen sollen in diesem Kontext die tatsächliche Umweltinanspruchnahme aufzeigen. Der Berücksichtigung externer Umweltkosten, die nach LEMSER & MASELLI (1996) als „Ökologische Umweltkosten“ bezeichnet werden können, stehen z. Z. vielfältige theoretische Probleme und nicht lösbare praktische Schwierigkeiten bei der quantitativen Erfassung entgegen¹⁰³. Je nach gewähltem Definitionsbereich unterscheiden sich die Kostenkategorien nach dem Internalisierungsgrad externer Kosten (vgl. Tab. 10).

Tab. 10: Umweltkostenkategorien [nach LEMSER & MASELLI, 1996]

Ökologische Umweltkosten	Finanzwirtschaftliche Umweltkosten	Betriebliche Umweltkosten
Kosten für jeglichen Verzehr von Umweltgütern	Kosten oder Nutzenentgang für den Verzehr von Umweltgütern, der sich im Wirtschaftskalkül eines Unternehmens niederschlägt	Kosten für den Verzehr von Umweltgütern, die vom Unternehmen tatsächlich getragen werden

¹⁰³ Vgl. HERBST, S. 82 (2001)

Die bestehenden Ansätze der Umweltkostenrechnung lassen drei Grundrichtungen erkennen:

- Konventionell,
- Prozessorientiert und
- Ansätze unter Einbezug externer Kosten.

Die zur Integration von Umweltkosten entwickelten Ansätze bezogen sich i. d. R. auf anlagenbezogene Umweltschutzkosten auf der Grundlage der Voll- und Teilkostenrechnung (vgl. Abb. 2-14).

„Da Umweltkosten i. d. R. als Gemeinkosten anfallen, zeigte sich weder die konventionelle Vollkostenrechnung noch die Teilkostenrechnung als geeignete Basis für eine Umweltkostenrechnung“¹⁰⁴. Umweltkostenrechnungsansätze, die eine Bewertung der Stoff- und Energieströme ermöglichen und somit eine Prozessorientierung erkennen lassen, wurden erst seit Anfang der Neunziger Jahre entwickelt und finden sich in der betrieblichen Praxis nur selten in die konventionelle Kostenrechnung integriert¹⁰⁵.

Die Umweltkostenrechnungsansätze auf Voll- und Teilkostenbasis beschränken sich weitgehend auf die Erfassung der additiven Umweltkosten. Die prozessorientierten Ansätze hingegen berücksichtigen auch integrierte Umweltkosten (vgl. Abb. 2-14).

Bei der Bewertung von neuen Lackierverfahren kommt der prozessorientierte Ansatz in Betracht, da Verbesserungspotentiale und Emissionsminderungspotentiale in vielen Fällen durch produktionsintegrierte Maßnahmen erreicht werden.

¹⁰⁴ Vgl. HERBST, S. 39 (2001)

¹⁰⁵ Dennoch zeigen einige Pilotvorhaben eine Machbarkeit der Integration in Controllingstrukturen von Unternehmen. Ergebnisse zur Einführung von Umweltkosten finden sich bspw. In: Betriebliches Material- und Energiemanagement. LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LfU), (1999)

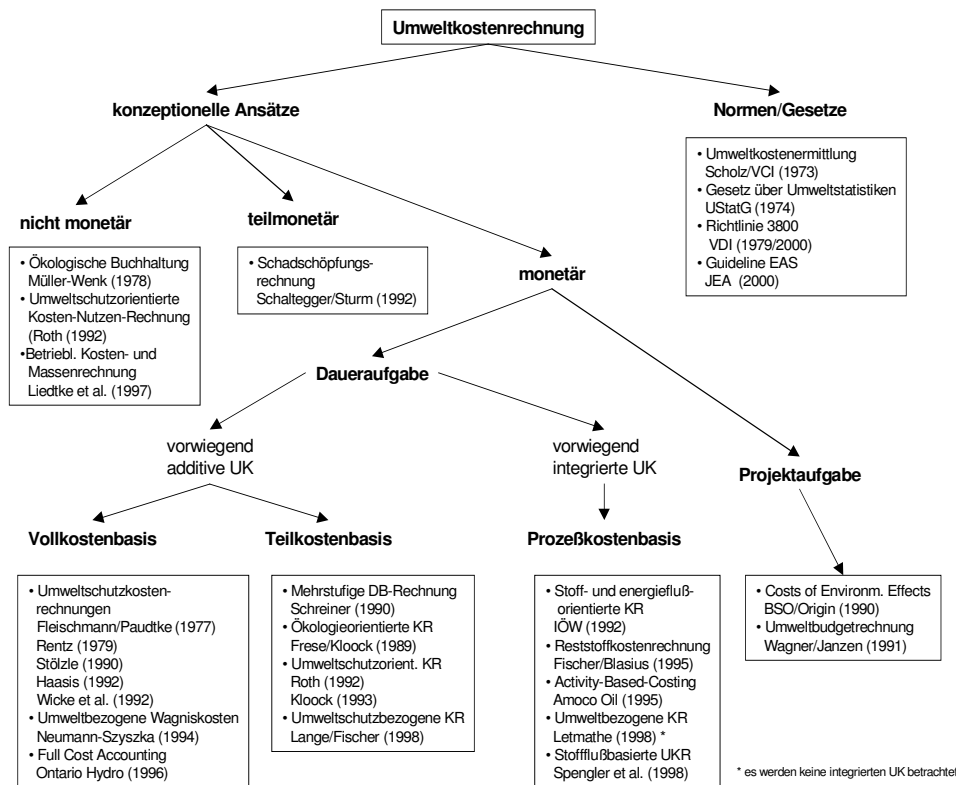


Abb. 2-14: Ansätze und Einordnung der Umweltkostenrechnung
[nach HERBST, 2001]

Nachfolgend wird eine Auswahl prozessorientierter Methoden vorgestellt, die stoff- und energieflussbasierte Umweltkostenrechnung anwenden.

2.4.1 Reststoffkostenrechnung nach FISCHER & BLASIUS (1995)

Der konzeptionelle Ansatz der Reststoffkostenrechnung nach FISCHER und BLASIUS (1995) hat zum Ziel „die Beeinflussungsgrößen der Umweltkosten sichtbar und handhabbar zu machen und dadurch als Entscheidungsgrundlage für das Umweltmanagement zu dienen“¹⁰⁶. Die den Betrieb neben den gefertigten Produkten verlassenden Ströme von Abfällen, Abluft, Abwasser und evtl. Ausschuss stellen die Reststoffe dar¹⁰⁷. Da diese Reststoffe i. d. R. als Vorprodukte oder Rohmaterialien vom Betrieb zu Marktpreisen beschafft wurden und nach Durchlauf des Herstellungsprozesses zum Teil mit einem großen Aufwand behandelt werden müssen, zahlt das Unterneh-

¹⁰⁶ Vgl. FISCHER & BLASIUS, Umweltkostenrechnung, In: Handbuch Umweltcontrolling, S. 441 (1995)

¹⁰⁷ Vgl. ebd., S. 439

men zweimal für seine Reststoffe¹⁰⁸. Der finanzielle Aufwand kann dann zwischen 5 und 15 % der Gesamtkosten bzw. zwischen 6 und 20 % der Herstellungskosten erreichen¹⁰⁹.

Die Reststoffe stellen somit „das Bindeglied zwischen Umweltschutz und Kosten“ dar¹¹⁰.

„Die Definition der Umweltkosten soll gewährleisten dass sie

- eindeutig gegen andere Kosten des Unternehmens abzugrenzen sind,
- mit wenig Aufwand erfasst werden können,
- konkrete Ansatzpunkte für die Entwicklung Kosten senkender Maßnahmen bieten und
- die Kostenwirkung der entwickelten Maßnahmen ausreichend genau und umfassend beschreiben“¹¹¹.

FISCHER & BLASIUS (1995) kritisieren diese gängige Definition der Umweltkosten und verstehen als Umweltkosten „all jene Ausgaben, die wegfallen würden, wenn das Unternehmen keine Reststoffe mehr hätte“¹¹².

Die Erfassung der Umweltkosten kann nach der Kostenartenrechnung in drei Schritten erfolgen:

1. Ein Teil der Umweltkosten wird direkt aus dem Betriebsabrechnungsbogen (BAB) entnommen (bspw. Energie- und Medienkosten sowie Entsorgungskosten),
2. Weitere Umweltkosten werden aus verschiedenen Unterlagen des Unternehmens zusammengeführt (bspw. Investitionen, Betriebskosten für Umweltschutzanlagen),
3. Es werden Umweltkosten ermittelt, die nicht unmittelbar aus den betrieblichen Unterlagen generiert werden können (bspw. Materialverlust-, Ausschusskosten etc.).

Um eine verursachungsgerechte Zuordnung der Umweltkosten über die Kostenstellen- und Kostenträgerrechnung zu erreichen, müssen im Unternehmen Prozessbilanzen vorhanden sein, die zu einer Transparenz der ablaufenden Prozesse führen. Diese Forderung wird allerdings nur von wenig Unternehmen erfüllt und somit ist eine „verursachungsgerechte Zuordnung der mit den Reststoffen variablen Kosten“ eingeschränkt¹¹³.

¹⁰⁸ Vgl. FISCHER & BLASIUS, S. 440f

¹⁰⁹ Vgl. ebd., S. 440f

¹¹⁰ Vgl. ebd., S. 439

¹¹¹ Vgl. ebd., S. 441

¹¹² Vgl. ebd., S. 442

¹¹³ Vgl. FICHTER, LOEW U. SEIDEL, S. 70 (1997)

2.4.2 Flusskostenrechnung nach FICHTER, LOEW U. SEIDEL (1997)

Die heutigen Ansätze einer stoff- und energieorientierten Kostenrechnung gehen zu einem großen Teil auf die Arbeiten des Institutes für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) in Berlin zurück, das in Unternehmensprojekten stoff- und energieflussorientierte Kostenrechnung vertieft und angewendet hat¹¹⁴.

Bei der stoff- und energieflussorientierten Kostenrechnung findet, anders als in den bisherigen Ansätzen, keine Trennung zwischen „umweltschutzbedingten“ und „nicht-umweltschutzbedingten“ Kosten statt. Ebenfalls werden die Gesamtkosten nicht in variable und fixe Kosten, analog zur Reststoffkostenrechnung, aufgeteilt.

Vielmehr geht der Ansatz davon aus, dass Umweltbelastungen immer auf Stoff- und Energieflüsse zurückzuführen sind und somit letztendlich alle betrieblichen Stoff- und Energieflüsse umweltrelevant sind¹¹⁵.

Der aus dieser Methode generierte Begriff der „Flusskostenrechnung“ erweitert so die bisherigen Kostenbetrachtungen auf einzelne Stoff- und Energieflüsse und wählt als Bezugseinheit „Kostenträger“ wie bspw. Strom, Verpackungsmaterial oder Reststoff.

Ziel der Flusskostenrechnung ist es, die mit den betrieblichen Stoff- und Energieflüssen verbundenen Kosten zu erfassen, verursachungsgerecht zuzuordnen und die Kosten verursachenden Faktoren zu bestimmen. Damit sollen die im Einfluss- bzw. Entscheidungsbereich des Unternehmens liegenden Möglichkeiten, z. B. die Substitution einzelner umweltgefährdender Stoffe und Technologien, genutzt werden. Stoffe und Energien sind Bezugspunkt der Flusskostenrechnung und werden als Kostenträger bzw. als Kostenverursacher verstanden¹¹⁶.

Als Flusskosten wird derjenige Verzehr von Gütern und Dienstleistungen verstanden, der mit den Stoff- und Energieflüssen verbunden ist. Somit werden Kosten für den betrieblichen Input, den internen Transport, der Lagerung etc. und Kosten des Outputs berücksichtigt (vgl. Abb. 2-15). FICHTER, LOEW U. SEIDEL (1997) sprechen von der „horizontalen Summation aller Kosten“

¹¹⁴ Vgl. ARNDT, In: FICHTER, S. 249ff (1995)

¹¹⁵ Vgl. FICHTER, LOEW U. SEIDEL, S. 76 (1997)

¹¹⁶ Vgl. FICHTER, LOEW U. SEIDEL, S. 77 (1997)

und umfassen neben der Berücksichtigung von Umweltschutzkosten auch internalisierte Kosten wie z. B. Abwassergebühren¹¹⁷.

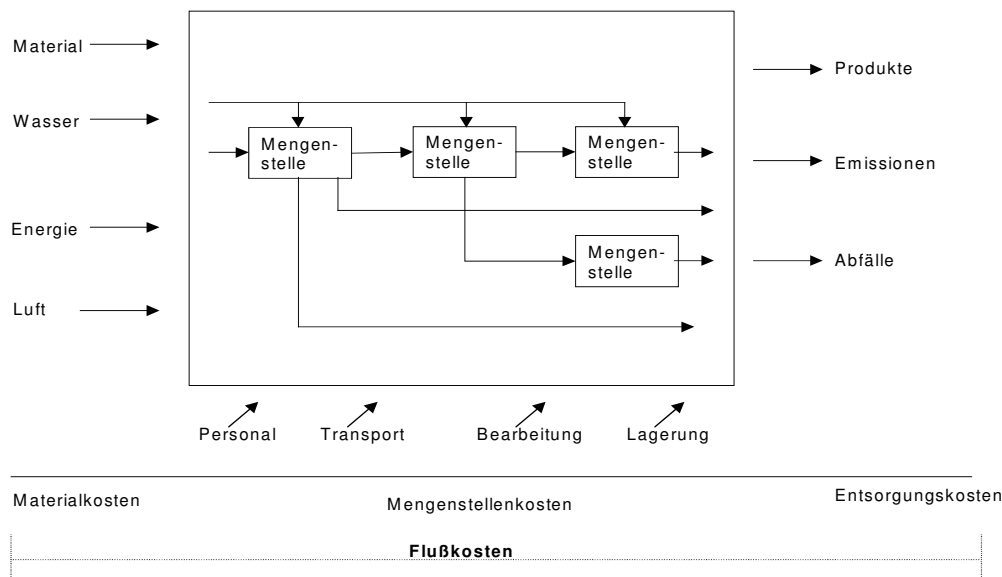


Abb. 2-15: Flusskosten [nach ENZLER, STROBEL und WAGNER, 2001]

Auf der Basis der entwickelten Flusskostenrechnung wird von FICHTER, LOEW U. SEIDEL (1997) die Grundidee eines Flusskostenmanagements vertreten, das das Instrumentarium der Reststoffkostenrechnung und Flusskostenrechnung auf die „Produktflusskosten“ ausdehnt, um damit eine Steuerung von Stoff- und Energieströmen in Unternehmen zu ermöglichen und die mengenorientierten Ansätze des Umweltmanagements mit der kostenorientierten Logik einer unternehmerischen Entscheidung zu verbinden¹¹⁸.

Zur Verbesserung der Kosten- und Umweltsituation eines Unternehmens werden folgende Schritte zur Einführung eines Flusskostenmanagements als notwendig betrachtet:

1. Erstellung eines Material- und Energieflussmodells
2. Datenerfassung und Berechnung der Flusskosten in einer Sonderrechnung
3. Ökonomisch-ökologische Schwachstellenanalyse und Kostensenkungen
4. Integration der Flusskostenrechnung in das betriebliche Informationssystem
5. Einrichtung eines dauerhaften Flusskostenmanagements.

¹¹⁷ Vgl. FICHTER, LOEW U. SEIDEL, S. 78 (1997)

¹¹⁸ Vgl. FICHTER, LOEW, REDMANN U. STROBEL, S. 16 (1999)

Die Zusammenführung der Mengen- und Kostensicht kann u. a. eine Erhöhung der innerbetrieblichen Transparenz bewirken, da durch Erfassung und Auswertung von Materialmengen und -kosten ein realistischeres Bild der unternehmerischen Tätigkeit entsteht.

Dieses Wissen ermöglicht weiterhin eine Identifikation der Material- und Energieeffizienz und somit auch einen Ansatzpunkt zur bereichsübergreifenden Optimierung¹¹⁹.

2.4.3 Entscheidungsorientierte Umweltkostenrechnung nach SPENGLER (1998)

Die beschriebenen Ansätze der Stoff- und energiestromorientierten Umweltkostenrechnung nach FICHTER, LOEW U. SEIDEL (1997) und der Reststoffkostenrechnung nach FISCHER & BLASIUS (1995) haben zum Ziel, sämtliche entscheidungsrelevante Kostenarten den Stoff- und Energieflüssen zuzuordnen. Dies stößt oftmals auf Schwierigkeiten innerhalb der betrieblichen verursachungsgerechten Zuordnung von Umweltkosten, da, in Bezug auf eine geforderte und vorausgesetzte Transparenz innerbetrieblicher Daten, vor allem umfangreiche Prozessdaten nicht grundsätzlich vorgehalten werden und aus dem betrieblichen Rechnungswesen nicht einfach herausgelesen werden können.

SPENGLER (1998) umgeht in seinem Ansatz der „entscheidungsorientierten Umweltkostenrechnung“ die Anforderung einer vollständigen Verrechnung sämtlicher entscheidungsrelevanter Kostenarten, indem, aufbauend auf der von RENTZ (1979) entwickelten „Bestimmungsgleichung für Kosten von Emissionsminderungsmaßnahmen“, neben den so genannten *Stoffflusskosten* auch so genannte *Prozesskosten* (bspw. Personal- und Energiekosten) und *investitionsabhängige Kosten* ausgewiesen werden. Diese Umweltkosten können den beteiligten Produktions-, Emissionsminderungs- und Recyclinganlagen unmittelbar zugeordnet werden¹²⁰.

Das Ziel der „entscheidungsorientierten Umweltkostenrechnung“ nach SPENGLER (1998) liegt aber nicht nur in der Bewertung bestehender produktionsintegrierter Umweltschutzmaßnahmen, sondern zielt auf eine Entscheidungsunterstützung zukünftiger erweiterter Kreislaufwirtschaftskonzepte ab. Dies wird erreicht, indem eine Differenzkostenbetrachtung durchgeführt wird und direkte Kosteneinflussgrößen ermittelt werden. Eine darauf aufbauende stationäre Prozesssimulation wird durch eine Verknüpfung der entscheidungsorientierten Umweltkostenrechnung mit

¹¹⁹ Vgl. FICHTER, LOEW, REDMANN U. STROBEL, S. 21 (1999)

¹²⁰ Vgl. SPENGLER, S. 94 (1998)

Stoffflussmodellen realisiert. Zukünftige Kreislaufwirtschaftskonzepte werden modelliert und simuliert und anhand der Ergebnisse der Prozesssimulation bewertet¹²¹.

Die Zuordnung von entscheidungsrelevanten Umweltkosten einzelner Kreislaufwirtschaftskonzepte wird wie folgt abgeschätzt:

$$K^{KrW} := K_I^{KrW} + K_{Stoffflu\beta}^{KrW} + K_{Proze\beta}^{KrW} + K_{sonstige}^{KrW} \quad (2-1.19)$$

mit:

K^{KrW}	:Entscheidungsrelevante Gesamtkosten des Kreislaufwirtschaftskonzeptes [DM/a]
K_I^{KrW}	:Investitionsabhängige Kosten der Produktions-/Aufbereitungsaggregate [DM/a]
$K_{Stoffflu\beta}^{KrW}$:Stoffflusskosten des Kreislaufwirtschaftskonzeptes [DM/a]
$K_{Proze\beta}^{KrW}$:Prozesskosten der beteiligten Produktions- und Aufbereitungsaggregate [DM/a]
$K_{sonstige}^{KrW}$:Sonstige entscheidungsrelevante Gemeinkostenanteile [DM/a].

Die Kreislaufwirtschaftskosten ergeben sich nach Gleichung 2-1.19 aus der Summe der investitionsabhängigen Kosten der Produktions- und Aufbereitungsaggregate, der Stoffflusskosten des Kreislaufwirtschaftskonzeptes, der Prozesskosten der beteiligten Produktions- und Aufbereitungsaggregate sowie sonstiger entscheidungsrelevanter Gemeinkostenanteile.

Die investitionsabhängigen Kosten K_I^{KrW} ergeben sich durch Multiplikation der entscheidungsrelevanten Investitionen eines zu bewertenden Kreislaufwirtschaftssystems I_j^{KrW} mit dem Annuitätenfaktor w_j . Dieser Faktor kann weitere investitionsproportionale Kostenarten (z. B. Instandhaltung, Versicherungen etc.) berücksichtigen, indem eine Erweiterung der Kostenarten als Summation stattfindet.

Die Stoffflusskosten eines Kreislaufwirtschaftskonzeptes $K_{Stoffflu\beta}^{KrW}$ umfassen nach SPENGLER (1998) „alle zu internalisierenden Kostenarten, die durch Stoffströme verursacht werden, die die Systemgrenzen des Unternehmens (Produktionssysteme) überschreiten“¹²².

¹²¹ Vgl. SPENGLER, S. 94 f (1998)

¹²² Vgl. SPENGLER, S. 97 (1998)

Somit werden die aus den o .g. Stoffflussmodellen errechneten Stoffströme als charakterisierendes Mengengerüst des zukünftigen Kreislaufwirtschaftskonzeptes ökonomisch bewertet. Folgende Stoffflusskostenarten können unterschieden werden:

- Beschaffungskosten der Inputstoffe K_B^{KrW}
Bei der Umsetzung eines Kreislaufwirtschaftskonzeptes kann es z. B. bei Substitution von Stoffen oder erhöhten Recyclingquoten¹²³ zu einer veränderten Zusammensetzung und Quantitäten der Beschaffungsmengen kommen, was in der Ermittlung der umweltschutzbedingten Anteile der Beschaffungskosten zu berücksichtigen ist.
- Verkaufserlöse für Produkte, Recyclerlöh/-kosten für Abfälle zur Verwertung sowie Entsorgungskosten für Abfälle zur Beseitigung $K_{V/R}^{KrW}$.

Die durchgeführten bzw. durchzuführenden Kreislaufwirtschaftskonzepte haben eine verbesserte Qualität der erzeugten Produktmengen sowie der damit zusammenhängenden Reststoffe zum Ziel. Auch kann eine höhere Materialeffizienz sich auf die am Markt erzielbaren Absatzerlöse auswirken.

Zusammenfassend lassen sich die entscheidungsrelevanten Stoffflusskosten eines zu bewertenden Kreislaufwirtschaftskonzeptes folgendermaßen abschätzen:

$$K_{Stoffflu\beta}^{KrW} = K_B^{KrW} + K_{V/R}^{KrW} \quad (2-1.20)$$

¹²³ SPENGLER (1998) spricht vom Begriff eines „intraspezifischen Recyclings“

Für die Ermittlung der Prozesskosten $K_{\text{Proze\ss}}^{KrW}$ werden die Kostenarten berücksichtigt, die den Prozessen direkt zugerechnet werden können und nicht schon als investitionsabhängige Kosten oder Stoffflusskosten erfasst sind. Als Bezugsgrößen zur Bestimmung dieser Kostenarten gibt SPENGLER (1998) die Produktionsintensität oder den Personalbedarf an. Aus diesen Parametern werden Personal $K_{\text{Personal}}^{KrW}$ - und Energiekosten K_{Energie}^{KrW} errechnet, die in Summation die Prozesskosten des zukünftigen Kreislaufwirtschaftskonzeptes darstellen:

$$K_{\text{Proze\ss}}^{KrW} = K_{\text{Personal}}^{KrW} + K_{\text{Energie}}^{KrW} \quad (2-1.21)$$

Die Personalkosten des Kreislaufwirtschaftskonzeptes ergeben sich aus dem Personalbedarf des Aggregats multipliziert mit dem durchschnittlichen Personalkostensatz abzüglich der Personal-Istkosten der jeweiligen Ausgangssituation. Die Energiekosten des Kreislaufwirtschaftskonzeptes werden aus dem Energiemehr- bzw. Minderverbrauch der einzelnen Produktions- und Aufbereitungsaggregate gebildet.

2.4.4 VDI-Richtlinie 3800

Das Ziel der VDI-Richtlinie 3800¹²⁴ ist es, Hilfen für eine möglichst vollständige Ermittlung der durch Umweltschutzmaßnahmen verursachten Aufwendungen zu geben. Die in der Richtlinie entwickelte Methodik bezieht sich sowohl auf durchgeführte als auch geplante Maßnahmen und schafft eine Grundlage für interne und externe Berichterstattung, die Ausgestaltung sektorspezifischer Rechtsvorschriften, Anlagen-, Betriebs- und Unternehmensvergleiche sowie die Entscheidungsfindung in der Projektierungsphase. Die Richtlinie unterscheidet dabei drei Kostenkategorien:

- End-of-Pipe Umweltschutzmaßnahmen:
Eindeutige Zuordnung für die Kosten des Umweltschutzes durch klar von Produktionsprozess getrennte Anlagen (z. B. Kläranlagen, Abluftfilter etc.). Für diese Anlagen wird nach UStatG bereits eine Erfassung der Kosten durchgeführt.
- Anlagenintegrierte Umweltschutzmaßnahmen:
Hier werden Anlagen- oder Technologieteile beschrieben, die „integraler Bestandteil von Produktionsanlagen sind und als technische Elemente von Produktionsanlagen nachweisbar

¹²⁴ Vgl. VDI 3800 In: VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Bd. 6, VDI-Handbuch Umwelttechnik (2001)

sind und der Minderung (Minimierung von Umweltauswirkungen an Ort und Stelle dienen“¹²⁵ (z. B. in Kreisläufe integrierte Filtersysteme, Maßnahmen zur Standzeitverlängerung etc.).

- Prozessintegrierte Umweltschutzmaßnahmen:

Hiermit sind Maßnahmen gemeint, die zu einer Verminderung oder Minimierung des Ressourcenverbrauches und der Umweltauswirkungen führen und in bestehende oder neu entstehende Produktionsprozesse integriert werden (z. B. Ersatz von organischen Lösemitteln durch Wasser, Änderung der Reaktionsbedingungen etc.). Einzelne Umweltanteile sind dabei nicht mehr abgrenzbar.

Neben den drei o. g. Kostenkategorien werden auch Kosten für produktbezogene Maßnahmen berücksichtigt, bei denen Produkte integriert werden, die in der Nutzungs- und Entsorgungsphase weniger Umweltbelastungen hervorrufen. Eine Betrachtung von Lebenszykluskosten findet nicht statt.

2.4.5 Normungsinitiative Umweltkostenmanagement

Die o. g. Beispiele zur Ausweisung von Umweltkosten zeigen nur einen Ausschnitt der derzeit entwickelten und diskutierten Ansätze¹²⁶. Die Vielfalt der Ansätze führt zu unterschiedlichen Begrifflichkeiten in der Umweltkostenrechnung und somit auch zur Frage der unternehmensspezifischen Anwendbarkeit¹²⁷. Im Rahmen der Umweltleistungsbewertung wurde von Seiten des Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) im DIN die ISO 14031 entwickelt und auf Anwendbarkeit überprüft¹²⁸. Der sich mit dieser Thematik auseinandersetzende DIN NAGUS Arbeitsausschuss 5 hat sich bereits Ende der 90er Jahre mit dem Thema des Umweltkostenmanagements auseinandergesetzt, ist aber nicht zu einer Umsetzung einer ISO-Leitlinie gekommen und wurde im Dezember 2003 aufgelöst¹²⁹. Insofern ist eine ISO-

¹²⁵ Vgl. VDI 3800 In: VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Bd. 6, VDI-Handbuch Umwelttechnik (2001)

¹²⁶ Vgl. LETMATHE, STÜRNICKEL U. TSCHESCHE, Ressourcenkostenrechnung. In: UWF 4/02 S. 52 – 57 (2002) und WENDISCH, HEUPEL U. SEIDEL, Prozessbezogene Umweltkostenrechnung in kleinen und mittleren Unternehmen. In UWF 2/2003 S. 50 – 57 (wobei es sich hier nur um eine Weiterentwicklung mehrerer prozessbasierter Ansätze handelt zeigt dieser Ansatz die Anpassbarkeit und technische Integrationslösung in Unternehmen).

¹²⁷ Vgl. LOEW, In : Ökologisches Wirtschaften 6/2001– Schwerpunkt Umweltkostenmanagement. S. 10 - 11

¹²⁸ Vgl. DIFFENHARD, KREIB, GUNTHER LE MAIRE U. WUCHERER Abschlußbericht des Pilotprojektes „Pretest der Norm ISO 14031 Umweltleistungsbewertung in kleinen und mittelständischen Unternehmen“

¹²⁹ Vgl. NAGUS Jahresbericht 2003 S. 4 u. S. 15

Normierung nicht absehbar und es bleibt so dem jeweiligen Anwender der Umweltkostenrechnung über die Ermittlung nach UStatG hinaus überlassen, welcher Ansatz gewählt und welche Fragestellung im jeweiligen Unternehmen verfolgt wird.

2.5 Multikriterielle Entscheidungsverfahren

In Kapitel 2.3 wurden naturwissenschaftliche Bewertungsverfahren vorgestellt, die auf der Basis von Stoff- und Energiebilanzen eine Ermittlung von Ökoprofilen für Industrieprozesse bzw. Stoffhaushaltssysteme und deren Alternativen ermöglichen. Um eine ganzheitliche Bewertung der o. g. Prozesse durchzuführen und neben ökologischen Aspekten auch techno-ökonomische Kriterien, die in unterschiedlicher Skalierung vorliegen, zu einem Vergleich heranzuziehen, ist der Einsatz mathematischer Verfahren notwendig¹³⁰. Eine gleichzeitige Berücksichtigung ökologischer, technischer und ökonomischer Kriterien wird durch multikriterielle Planungsmodelle ermöglicht. Dabei findet eine Differenzierung in Abhängigkeit des Lösungsraumes in Multikriterielle Entscheidungsunterstützung (Multi Criteria Decision Making (MADM)) für diskrete Lösungsräume und Multi-Attribute Entscheidungsunterstützung (Multi Objective Decision Making (MODM)) für stetige Lösungsräume statt¹³¹.

Die im vorliegenden Fall anstehende Bewertung von Umweltschutz- und Technikmaßnahmen umfasst eine begrenzte Anzahl von Prozessalternativen und Kriterien, so dass die Heranziehung eines MADM-Verfahrens sinnvoll ist und auf die Beschreibung und Darstellung der MODM-Verfahren¹³² in ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991) verwiesen wird.

Die Alternativen A_1, A_2, \dots, A_m des MADM-Problems sind im Hinblick auf n Attribute C_1, C_2, \dots, C_n zu bewerten.

Die so genannte Zielerreichungsmatrix

$$X = (x_{ij})_{j=1, \dots, n, i=1, \dots, m} \quad (2-1.22)$$

¹³⁰ Vgl. SPENGLER; GELDERMANN U. RENTZ, In: ZfP S. 63 (1997)

¹³¹ Vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE, S. 25 (1991)

¹³² von ZIMMERMANN & GUTSCHE auch als „Vektoroptimierungsmodelle“ bezeichnet (vgl. S. 25)

beschreibt das multikriterielle Entscheidungsproblem, wobei x_{ij} die erreichte Alternative A_i im Hinblick auf das Attribut C_j bezeichnet. Die Alternative A_i wird dabei durch den Zeilenvektor $(x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{in})$ das Attribut C_j durch den Spaltenvektor $(x_{1j}, x_{2j}, \dots, x_{mj})^T$ beschrieben¹³³:

	<i>Attr.C₁</i>	<i>Attr.C₂</i>	...	<i>Attr.C_j</i>	...	<i>Attr.C_n</i>
<i>Altern.A₁</i>	x_{11}	x_{12}	...	x_{1j}	...	x_{1n}
<i>Altern.A₂</i>	x_{21}	x_{22}	...	x_{2j}	...	x_{2n}
.
.
.
<i>Altern.A_i</i>	x_{i1}	x_{i2}	...	x_{ij}	...	x_{in}
.
.
.
<i>Altern.A_m</i>	x_{m1}	x_{m2}	...	x_{mj}	...	x_{mn}

Abb. 2-16: Zielerreichungsmatrix zur Darstellung eines MADM-Problems
[ZIMMERMANN & GUTSCHE, 1991]

Für die Auswahl und Bewertung diskreter Alternativen haben sich in den letzten Jahren zwei Denkrichtungen entwickelt¹³⁴:

- Im amerikanischen Raum herrscht die Vorstellung vor, dass Entscheidungsträger in Bezug auf das Entscheidungssystem eine genaue Vorstellung über den Nutzen von Kriterienausprägung und –nutzen haben. Hierfür stehen klassische MADM-Verfahren.
- Die europäische Sichtweise geht davon aus, dass die Präferenzen für die Entscheidungssituation dem Entscheidungsträger nicht bewusst sind und er somit Unterstützung zur Strukturierung einer Entscheidungssituation bedarf. Eine derartige Entscheidungsunterstützung wird durch die so genannten Outranking-Verfahren erfüllt.

¹³³ Vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE, S. 36 (1991)

¹³⁴ Vgl. GELDERMANN, S. 94 (1999)

Vor der Anwendung von MADM-Verfahren sind unterschiedliche Kriterien zu berücksichtigen, die auf die Entscheidung zur Auswahl eines bestimmten Verfahrens Einfluss haben¹³⁵:

1. Kriterienauswahl

Bei der Auswahl von geeigneten Kriterien zur Bewertung von Alternativen ist eine Redundanzfreiheit und Unabhängigkeit der Kriterien zu gewährleisten¹³⁶. Weiterhin ist eine minimale Anzahl dieser Kriterien zu identifizieren, um das multikriterielle Entscheidungsproblem abzubilden und somit eine *Verdichtung* bzw. *Aggregation* der entscheidungsrelevanten Informationen herbeizuführen. Ergänzend dazu ist die Forderung nach Vollständigkeit der Kriterien, die die Gesamtheit entscheidungsrelevanter Aspekte zum Ziel hat, um den Einfluss unberücksichtigter Kriterien zu reduzieren¹³⁷.

2. Skalierung der Kriterien

Bei den verschiedenen Kriterien zur Alternativenbewertung gibt es unterschiedliche Skalenniveaus, die sich in unterschiedlichen Maßeinheiten ausdrücken, um umweltorientierte, technische und monetäre Größen darstellen zu können. Die Niveaus bewegen sich auf der Nominal-, Ordinal- und Kardinalskalenebene (vgl. Tab. 11).

3. Normierung der Zielerreichungsgrade

Zum Vergleich der Ausprägung der unterschiedlichen angewandten Kriterien müssen die Zielerreichungsgrade durch Normierung vergleichbar gemacht werden. Zwei häufig zur Anwendung gelangende Verfahren sind nach HWANG & YOON (1979) die *Vektornormierung* sowie die *lineare Skalentransformation*.

4. Bestimmung der nicht-dominierten Alternativen

Für die Bewertung von Alternativen, deren gesamte Kriterien schlechter abschneiden als die Kriterien mindestens einer Alternative oder deren Ausprägung eine Restriktion verletzen, sind diese auszuschließen¹³⁸ (*dominierte Alternativen*). Weiterhin ist die Relation oder nach SPENGLER ET AL. (1997) die Trennschärfe der Kriterien zu beachten, um bei einer Vorauswahl von Al-

¹³⁵ Vgl. SPENGLER, GELDERMANN U. RENTZ, S. 64-66 (1997)

¹³⁶ Vgl. WITTENBERG, S. 124 (2003)

¹³⁷ Vgl. GELDERMANN, S. 83 (1999)

¹³⁸ Vgl. SPENGLER, GELDERMANN U. RENTZ, S. 65 (1997)

ternativen und deren Kriterien auch wert- oder mengenmäßig geringe Größen mit einer hohen Signifikanz zu integrieren.

5. Gewichtung der Kriterien

Einer der zentralen Prozesse bei multikriteriellen Entscheidungsproblemen ist die Gewichtung der Kriterien. Die Präferenzen der einzelnen Entscheidungsträger sind vor der Anwendung eines Verfahrens zu modellieren, was vielfach an diesem Punkt zu Zielkonflikten führt. Es können sich anschließend Entscheidungssituationen einstellen, die für verschiedene Alternativen optimal sind und somit weitere Regeln erfordern¹³⁹. Da oftmals keine konsistenten Gewichte angegeben werden, können zur Ermittlung von Gewichtsvektoren verschiedene Verfahren angewandt werden. Ein Verfahren stellt die von SAATY (1990) entwickelte Eigenvektormethode dar¹⁴⁰, die auf paarweisen Vergleichen der einzelnen Kriterien beruht und den Gewichtungsvektor als Eigenvektor einer Paarvergleichsmatrix darstellt. GELDERMANN ET AL. (2002) zeigen auch die Anwendung von Sensitivitätsanalysen bei der Entwicklung eines integrierten multikriteriellen Gruppenentscheidungsunterstützungssystems auf¹⁴¹.

6. Wahl eines geeigneten MADM-Verfahrens

Die Auswahl eines geeigneten Entscheidungsverfahrens hängt ab vom eigentlichen Entscheidungsproblem (formale – nicht formale Elemente) und den zur Verfügung stehenden Informationen. Die in unterschiedlichen Fachbereichen zur Anwendung gelangenden Verfahren haben zu unterschiedlichen Klassifikationen geführt¹⁴². Zur Beurteilung von anthropogenen rationalen und nicht rationalen Entscheidungs-Verhaltens und sich somit verstärkenden multikriteriellen Situationen haben sich auf der Grundlage der präskriptiven Entscheidungstheorie multikriterielle Bewertungs- und Entscheidungsverfahren auch in den Umweltplanungswissenschaften und speziell im Bereich des industriellen Stoffstrommanagements durchgesetzt¹⁴³. Eine Klassifikation von MADM-Verfahren nach Art und Abhängigkeit der Information bzw. Attribut und Alternative zeigt Tabelle 11.

¹³⁹ Vgl. GELDERMANN, S. 86 (1999)

¹⁴⁰ Vgl. SAATY (1990)

¹⁴¹ Vgl. GELDERMANN, ZHANG U. RENTZ, In: FICHTNER & GELDERMANN (2002)

¹⁴² Vgl. POSCHMANN ET AL., S. 78-85 (1998)

¹⁴³ Vgl. SPENGLER, In: Carolo-Wilhelmina Heft 1/2003 S. 80-84 (2003)

Tab. 11: Klassifikation von MADM-Verfahren [GELDERMANN, 1999]

Art der Information	Qualität der Information	Gruppen von Verfahren
Keine Information		Maximum-Strategie
Information über die Attribute	Anspruchsniveau Ordinale Information Kardinale Information Substitutionsraten	Disjunktives Vorgehen Konjunktives Vorgehen Lexikographische Methode Lexikographische Methode mit Halbordnung Aspektweise Elimination Permutationsmethode ORESTE Lineare Zuordnungsmethode Einfache additive Gewichtung Analytischer Hierarchie Prozess (AHP) Nutzwertanalyse ELECTRE TOPSIS PROMETHEE MAUT Hierarchische Substitutionsraten-Methode
Information über die Alternativen	Information über Präferenzen Information über Entfernungen	LINMAP Interaktive einfache additive Gewichtung Multidimensionale Skalierung mit Idealpunkt

Die Mehrzahl der MADM-Verfahren basieren auf kardinaler Information. Neben den klassischen MADM-Verfahren wie Nutzwertanalyse und Analytischer Hierarchie Prozess (AHP) bilden die Outranking-Verfahren wie ELECTRE und PROMETHEE eine Gruppe, die sich besonders im europäischen Raum bei verschiedenen Fragestellungen bewährt haben und strategisch sowie operativ eingesetzt werden¹⁴⁴.

Die bei dieser Arbeit zu berücksichtigende ökologische Fragestellung wird durch die klassischen MADM-Verfahren nur ungenügend abgebildet und führt neben dem großen Datenermittlungsaufwand und der Prämisse der Präferenzunabhängigkeit zu einer Entscheidung für die Gruppe

¹⁴⁴ Vgl. GELDERMANN, S. 107 (1999)

der Outranking-Verfahren, die in verschiedenen praxisnahen Arbeiten (WITTENBERG 2003, GELDERMANN&RENTZ 2003, GELDERMANN 1999, GELDERMANN, ZHANG U. RENTZ 2002 sowie SPENGLER ET AL. 1997) zur Anwendung gelangt sind. Weiterhin besteht bei den klassischen Ansätzen eine Einschränkung der Multidimensionalität durch die Transitivität der „strikten Präferenz“ und der „Indifferenz“¹⁴⁵. Aus den o. g. Gründen und der teilweise fehlenden nutzentheoretischen Fundierung (bspw. beim AHP-Verfahren¹⁴⁶) und der mit der Aggregation der Teilnutzenwerte einhergehende Informationsverlust werden im Folgenden die Verfahrensgruppe ELECTRE sowie PROMETHEE eingehender beschrieben. Diese zur Gruppe der Outranking-Verfahren gehörenden MADM-Ansätze gehen von einem erweiterten Präferenzbegriff aus und schließen die Unvergleichbarkeit von Alternativen explizit ein¹⁴⁷. Diese wollen bewusst den Entscheidungsfälle in Situationen mit unvollständiger oder widersprüchlicher Information unterstützen.

Das Ergebnis der Outranking-Verfahren ist die jeweilige Outranking-Relation, die „im allgemeinen weder transitiv noch vollständig ist“¹⁴⁸.

2.5.1 ELECTRE

Das Outranking-Verfahren ELECTRE (Elimination Et Choice Translation Reality) wurde in den 60er Jahren entwickelt und stellt das älteste Verfahren dar. Eine Weiterentwicklung erfuhr das Verfahren durch ROY (1990), in der auch Hinweise zur Zuordnung von ELECTRE-Verfahren zu einer bestimmten Entscheidungssituation gegeben werden. Die Idee des Ansatzes besteht aus einem paarweisen Vergleich von Alternativen¹⁴⁹, mit dem festgestellt werden soll, inwiefern Bewertungen der Alternativen und der Präferenzgewichte der Aussage zustimmen oder widersprechen und somit eine dominierende Alternative identifiziert und eine andere eliminiert wird¹⁵⁰. Zur Feststellung der Dominanzbeziehungen werden so genannte Konkordanz- und Diskordanzmengen verwendet, die nach Bildung einer Konkordanz-Dominanz bzw. Diskordanz-Dominanz-Matrix unter Berücksichtigung von Konkordanz-Schwellenwerten als Ergebnis eine Menge nicht dominierender Alternativen liefern.

¹⁴⁵ Vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE, S. 204 (1991)

¹⁴⁶ Vgl. SAATY (1990)

¹⁴⁷ Vgl. SPENGLER, GELDERMANN U. RENTZ, S. 68 (1997)

¹⁴⁸ Vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE, S. 202 (1991) und VINCKE, S. 164 (1986)

¹⁴⁹ Vgl. GELDERMANN, S. 102 (1999)

¹⁵⁰ Vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE, S. 207 (1991)

Das Vorgehen innerhalb des ELECTRE-Verfahrens lässt sich in 9 Schritten beschreiben¹⁵¹ :

1. Berechnung der normierten Zielerreichungsmatrix
2. Ermittlung der gewichteten, normierten Zielerreichungsmatrix
3. Bestimmung der Konkordanz- und Diskordanz-Menge
4. Berechnung der Konkordanz-Matrix
5. Berechnung der Diskordanz-Matrix
6. Bestimmung der Konkordanz-Dominanz-Matrix
7. Ermittlung der Diskordanz-Dominanz-Matrix
8. Bestimmung der aggregierten Dominanz-Matrix
9. Elimination der nicht-dominierten Alternativen.

Die Durchführung des ELECTRE-Verfahrens, auch *Konkordanzanalyse* genannt, hat dabei einen bedeutenden Schwachpunkt in der Wahl der Schwellenwerte, die dazu führen kann, dass alle Alternativen als gleichrangig ausgewiesen werden und durch die Nicht-Elimination von Alternativen eine unklare Entscheidungshilfe generiert wird. Diese Problematik der Abhängigkeit des Ergebnisses von einem parametrisierten oft subjektiv festzulegenden Schwellenwert wird in der Verfahrensgruppe PROMETHEE aufgegriffen, indem auf Schwellenwerte verzichtet wird und stattdessen verallgemeinerte Kriterien verwendet, die dann vom Entscheidungsträger problem-spezifisch festgelegt werden können¹⁵².

2.5.2 PROMETHEE

Bei der von BRANS ET AL. (1986) entwickelten PROMETHEE-Verfahrensgruppe (Preference Ranking Organisation METHod for Enrichment Evaluations)¹⁵³ wird zur Modellierung von Präferenzen jedes verallgemeinerte Kriterium k vom Entscheidungsträger problemspezifisch festgelegt:

$$p_k(f_k(a_i) - f_k(a_{i'})) = p_k(d) \in [0,1], \quad (2-1.23)$$

¹⁵¹ Vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE, S. 208-212 (1991)

¹⁵² Vgl. SPENGLER, GELDERMANN U. RENTZ, S. 70 (1997)

¹⁵³ Vgl. BRANS ET AL., S. 228-238 (1986)

wobei der Grad der Präferenz einer Alternative a_i gegenüber $a_{i'}$ von Indifferenz ($p_k(d)=0$) bis zur strikten Präferenz ($p_k(d)=1$) reicht¹⁵⁴. Für ein Kriterium f verallgemeinert PROMETHEE das Kriterium zu einer reellwertigen Präferenzfunktion P deren Werte zwischen 0 und 1 liegen (vgl. Gl. 2-1.23). Für jedes Kriterium findet solch eine Präferenzfunktionsbildung statt. BRANS ET AL. (1986) benennen sechs verschiedene Vorschläge für verallgemeinerte Präferenzfunktionen, die von linearer bis gauß'scher Präferenzmodellierung reichen (vgl. Abb. 2-17)¹⁵⁵.

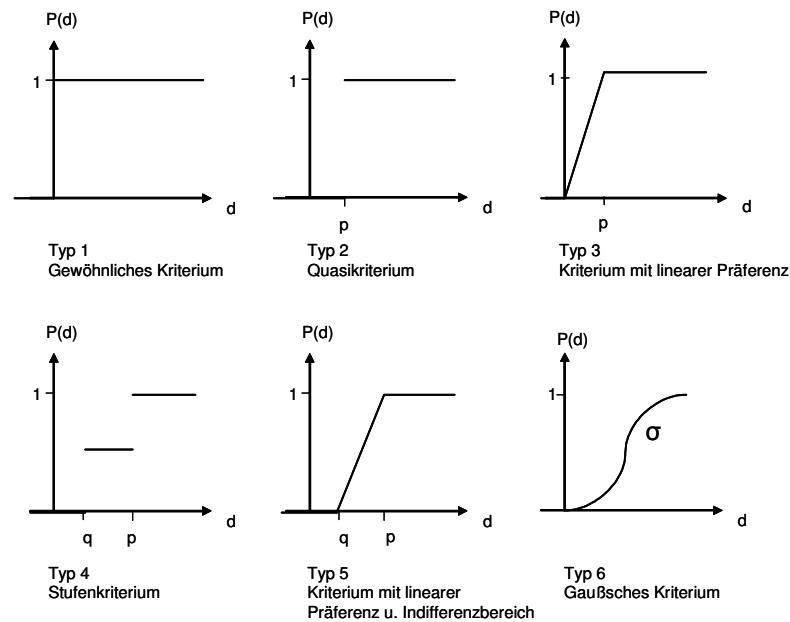


Abb. 2-17: Verallgemeinerte Präferenzfunktionen in PROMETHEE

[nach BRANS ET AL., 1986]

Nachfolgend wird der Ablauf und die einzelnen Schritte von PROMETHEE-Verfahren aufgeführt¹⁵⁶:

- Bestimmung der verallgemeinerten Präferenzfunktion $p_k(d)$ für jedes Kriterium k ,
- Ermittlung eines Kriteriengewichtungsvektors $w_T = [w_1, \dots, w_K]$,
- Ermittlung der Outranking-Relation π für alle Alternativen $a_i, a_{i'} \in A$:

$$\pi : \{ \pi(a_i, a_{i'}) = \sum_{k=1}^K w_k \cdot p_k(f_k(a_i) - f_k(a_{i'})) \},$$

¹⁵⁴ Vgl. GELDERMANN, S. 104 (1999)

¹⁵⁵ Vgl. BRANS ET AL., S. 229-231 (1986)

¹⁵⁶ Vgl. GELDERMANN, S. 104-105 (1999)

wobei der Präferenzindex $\pi(a_i, a_{i'})$ ein Maß für die Stärke der Präferenz einer Alternative a_i gegenüber einer Alternative $a_{i'}$ bei gleichzeitiger Berücksichtigung aller Kriterien darstellt (vgl. Abb. 2-18),

- Berechnung des Ausgangsflusses für alle $a_i \in A$ als Maß für die Alternative a_i :

$$\Phi^+(a_i) = \frac{1}{T-1} \cdot \sum_{i'=1, (i' \neq i)}^T \pi(a_{i'}, a_i),$$

- Berechnung des Eingangsflusses für alle $a_i \in A$ als Maß für die Schwäche einer Alternative a_i :

$$\Phi^-(a_i) = \frac{1}{T-1} \cdot \sum_{i'=1, (i' \neq i)}^T \pi(a_i, a_{i'}) \text{ und Nettoflussbildung } \Phi(a_i) \text{ und}$$

- Auswertung der Outranking-Relation¹⁵⁷.

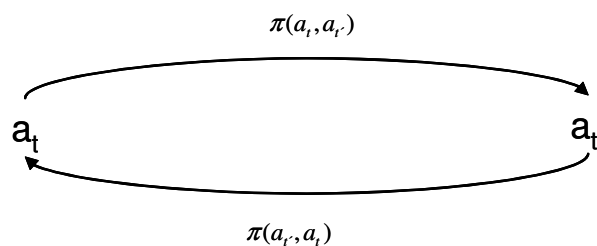


Abb. 2-18: Outranking-Graph [BRANS ET AL., 1986]

Bei der Auswertung der Outranking-Relation bietet die Verfahrensgruppe PROMETHEE u. a. zwei Ansätze. Das Verfahren PROMETHEE I bestimmt aus dem Vergleich der Eingangs- und Ausgangsflüsse eine partielle Präordnung und bildet somit neben Präferenz und Indifferenz auch Unvergleichbarkeiten zwischen einzelnen Alternativen ab¹⁵⁸. Beim PROMETHEE II-Verfahren werden dagegen aus der Differenz der Ausgangs- und Eingangsflüsse die so genannten Nettoflüsse bestimmt und eine vollständige Präordnung der zu berücksichtigenden Alternativen gebildet.

¹⁵⁷ Vgl. HEITSCH, S. 103-108 (2000)

¹⁵⁸ Vgl. GELDERMANN, S. 105 (1999)

2.6 Fehlerabschätzung

Bei der Durchführung einer Prozessbilanzierung müssen, ähnlich wie bei Anfertigen von Ökobilanzen nach ISO 14040, verschiedene Festlegungen und Annahmen getroffen werden, die nicht in ausreichender Weise empirisch belegt oder objektiv begründbar sind und zu Unsicherheiten an verschiedenen Stellen der Bilanz führen können.

Quellen für Unsicherheiten können z. B. sein:

- Die für die einzelnen Module bzw. Transitionen verwendeten Prozessdaten werden aus unterschiedlichen Quellen (z. B. Sicherheitsdatenblätter, Prozessvorschriften etc.) generiert und werden für eine Betrachtungsperiode als Mittel- oder Medianwerte eingesetzt,
- Für Module in denen stöchiometrische Bedingungen Grundlage von Prozessen sind, kann es durch Allokationen naturgemäß zu Unsicherheiten kommen,
- Bei der durchzuführenden Szenarienrechnung werden ebenfalls durch Festlegung von Systemparametern und methodischen Entscheidungen Unsicherheiten übertragen und
- Bei der Bewertung der Sachbilanz durch eine Wirkungsabschätzung werden naturwissenschaftliche Modelle genutzt, die die benutzten Charakterisierungsfaktoren wiederum als Unsicherheit beeinflussen.

Zur Abschätzung der Fehler wird oftmals eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, die in Anlehnung an ISO 14043 durch Variation der als ergebnisrelevant eingeschätzten Parameter durchgeführt wird. Diese Einschätzung unterliegt jedoch einer sehr subjektiven Bewertung und berücksichtigt nicht immer die unterschiedlichen Fehlerarten, die sich bei Ökobilanzen ergeben. Die Datenerfassung für die Prozessbilanz in der vorliegenden Arbeit ist mit der Erstellung einer Sachbilanz (Life Cycle Inventory (LCI)) nach ISO 14040 und ISO 14041 vergleichbar.

Die alleinige Durchführung von Sensitivitätsanalysen reicht aber nicht aus, um Aussagen über die Unsicherheiten von Erfassung der quantitativen Umweltaspekte und methodischen Unsicherheiten zu gewinnen.

Derzeit wird in unterschiedlichen Projekten und Institutionen die Unsicherheit von Sachbilanzdaten diskutiert. Auf nationaler Ebene ist das Netzwerk Lebenszyklusdaten des Forschungszentrums Karlsruhe¹⁵⁹ und auf europäischer Ebene das Projekt COST Action 530¹⁶⁰ der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) in St. Gallen (Schweiz) zu nennen.

¹⁵⁹ Vgl. BAUER ET AL. In: Center for Advanced Technological and Environment Training, S. 95-98 (2003)

Die o. g. Aktivitäten wurden u. a. auf dem FTU-Workshop¹⁶¹ im Oktober 2003 im Forschungszentrum Karlsruhe dargestellt und diskutiert und ein Vorschlag für eine systematisierte Vorgehensweise mittels Ebenendifferenzierung bei der Betrachtung von Unsicherheiten der Sachbilanzdaten gemacht. Die Ebenen der Unsicherheiten differenzieren sich wie folgt in:

- In- und Outputdaten,
- Modellierung der Prozesse und
- Modell des Untersuchungsgegenstandes.

Die unterschiedlichen Unsicherheiten für die jeweilige Fehlerebene zeigt Tabelle 12.

Tab. 12: Übersicht der Unsicherheiten bei der Erfassung [nach GERNUKS, 2004]

Fehlerebene	Unsicherheit
In- und Outputs	
Messung	Statistische Repräsentativität der Probenahme Genauigkeit des Messverfahrens
Berechnung	Eignung der Eingangsparameter Genauigkeit der Eingangsparameter
Schätzung	Subjektivität (personenabhängige Varianz) Fachkompetenz des Schätzers
Modellierung des Prozesses bzw. Umweltaspekts	
	Datenlücken Festlegung der Systemgrenzen
Modellierung des Untersuchungsgegenstands	
Definition des Untersuchungsrahmens	Ausgrenzung relevanter Prozesse
Repräsentativität der verwendeten Prozesse	Technologiebezug
Verwendung von Durchschnittsdaten	Aktualität Geographische Herkunft

¹⁶⁰ Vgl. HIRSCHIER & KUMLIN In: Proceedings of the International Workshop on Quality of LCI Data. Center for Advanced Technological and Environment Training, S. 62-71 (2003)

¹⁶¹ Vgl. FTU 2003: Proceedings of the International Workshop on Quality of LCI Data. Center for Advanced Technological and Environment Training

Da die Art der möglichen Unsicherheiten zu einem großen Teil qualitativer Natur ist, reicht eine statistische Fehlerrechnung nicht aus. So führt das *Handbook on Life Cycle Assessment* (CML 2002)¹⁶² die Anwendung einer Datenqualitätsmatrix als praktikabelste Methode an, die auch von verschiedenen Autoren¹⁶³ ausgewiesen wird und als Ergebnis Datenqualitätsindikatoren ermittelt. Für die auf den o. g. Unsicherheiten basierenden Datenqualitätskriterien wird ein verbal-argumentativer Bewertungsmaßstab von bspw. 1-3 definiert (vgl. Tab. 13) mit dem eine Beurteilung der Erfassungsqualität quantitativer Umweltaspekte durchgeführt wird.

Tab. 13: Bewertungsmaßstab zur Beurteilung der Datenqualität [nach GERNUKS, 2004]

Datenqualitätskriterium	1	2	3
Art der Erfassung	Gemessen oder berechnet	Expertenschätzung	eigene Schätzung
Datenlücken	Keine Datenlücken	Teilweise Datenlücken	Keine bewertbaren Daten verfügbar
Datenrepräsentativität	Reale Daten	Literaturdaten mit technologischen, zeitlichem und räumlichen Bezug zum Untersuchungsgegenstand	Nicht repräsentative Literaturdaten, subjektive Abschätzung
Festlegung der Erfassungsgrenzen	Erfassung innerhalb des Standortes	Festlegung der Grenzen auf Grundlage anerkannter Vorgaben	Subjektive Festlegung

Anschließend werden die Umweltaspekte für jedes Qualitätskriterium bewertet und ein Mittelwert als Datenqualitätsindikator gebildet. Je höher der Qualitätsindikator ist desto höher ist auch die Datenunsicherheit.

Die in den zur Anwendung kommenden ökologischen Bewertungsmethoden ermittelten spezifischen Beiträge zum Gesamteinfluss der verschiedenen Lackier-Prozesse können durch die Bewertung der Datenqualität mit einer nachfolgenden Einfluss-Unsicherheits-Analyse (uncertainty

¹⁶² Vgl. GUINÉE (2002)

¹⁶³ Vgl. z. B. SCHUURMANS. In: Proceedings of the International Workshop on Quality of LCI Data. Center for Advanced Technological and Environment Training, S. 81-86 (2003)

importance analysis) nach HEIJUNGS 1996¹⁶⁴ in einen Zusammenhang gebracht werden. So können mittels Portfolioanalyse Umweltaspekte identifiziert werden, deren Unsicherheiten sich bedeutend auf das Gesamtergebnis auswirken¹⁶⁵ (vgl. Abb. 2-19).

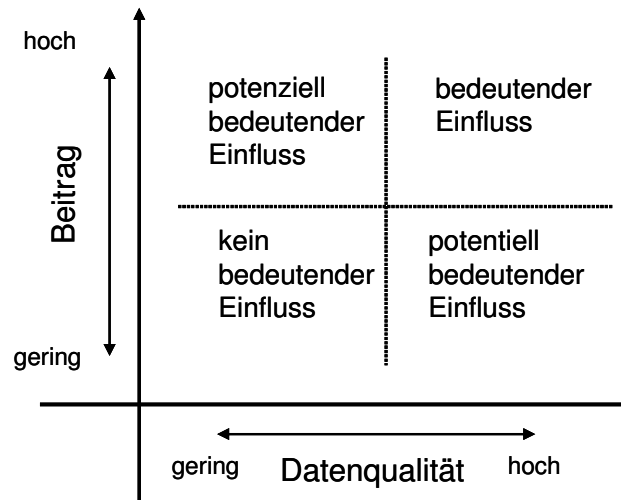


Abb. 2-19: Bedeutung der Umweltaspekte nach spezifischem Beitrag und Datenqualität [nach HEIJUNGS, 1996]

Mit dieser Methode wird der Einfluss der sensitiven Parameter in der vorliegenden Arbeit auf das Endergebnis abgeschätzt.

Die anschließend auf der Basis der Prozessbilanz durchgeführte Umweltkostenrechnung beinhaltet zwar methodische Unsicherheiten der einzelnen Bewertungsmethoden, ist aber abhängig von der Datenqualität bei der Anfertigung der Prozessbilanz und äquivalent zum Fehler der Wirkungsabschätzung, da mit den gleichen Stoff- und Energieinformationen gerechnet wird.

Bei der Anwendung der multikriteriellen Entscheidungsverfahren wird ebenfalls auf die Möglichkeit der Sensitivitätsanalyse zurückgegriffen, indem die Gewichtungen der einzelnen Kriterien variiert werden.

¹⁶⁴ Vgl. BJÖRKLUND, S. 67 (2002)

¹⁶⁵ Vgl. MAURICE ET AL. S. 95-108 (2000)

3. Methode zur Ganzheitlich prozessorientierten Entscheidungsunterstützung

Der einleitend beschriebenen Notwendigkeit, den Einsatz von Technologien zukünftig aus dem Blickwinkel ökologischer, ökonomischer und technischer Kriterien zu bewerten, nimmt sich diese Arbeit an und entwickelt eine Methodik mit dem Ziel folgender Kriterien:

- Entwicklung einer praxisgerechten Anwendung für Planungsabteilungen in Unternehmen,
- Erhöhung der Transparenz betrieblicher Prozess- und Entscheidungsabläufe,
- Unabhängigkeit von Controllingmodellen und organisatorischen Gegebenheiten,
- Berücksichtigung des vorhandenen Expertenwissens,
- Eingrenzbare Definition des Untersuchungsrahmen mit Technologiebezug,
- Erweiterbarkeit durch veränderte Fragestellungen,
- Integration ökologischer, technischer und ökonomischer Fragestellungen,
- Identifikation von Potentialen.

In Kapitel 2 wurden die relevanten methodischen Ansätze vorgestellt und werden in den folgenden Kapiteln in Bezug auf die Methodenentwicklung zur ganzheitlich prozessorientierten Entscheidungsunterstützung bewertet und integriert.

3.1 Auswahl von Methoden zur ökologischen Bewertung

Die Basis für die Identifikation des *Ist-Zustandes* der Automobillackierung liefert nach Durchführung einer detaillierten Petri-Netz basierten Stoffstromanalyse eine Prozessbilanz, die material- und energiebezogene Daten beinhaltet. Auf dieser Basis können zukünftige Lackierverfahren bewertet werden, indem durch Szenariobildung neue Prozessbilanzen erzeugt werden. Diese liefern somit Grundinformationen für die Anfertigung von Betriebs- und Ökobilanzen.

Die Prozessbilanzen beschränken sich in einem ersten Schritt auf die betriebliche Systemgrenze und berücksichtigen, außer der Energiebereitstellung, keine Aufwendungen für die Herstellung der Fertigungs-, Hilfs- und Betriebsstoffe sowie Transportaufwendungen. Zur Bewertung der Umweltauswirkungen von Produktionsprozessen bieten sich die Bewertungsmethoden an, die bei Produkt-Ökobilanzen nach ISO 14040 bereits im Einsatz sind und Sachbilanzdaten in verschiedenen Schritten in eine Kennzahl oder eine verbal-argumentative Bewertung überführen.

Die UBA-Methode 1999 stellt ein verbal-argumentatives Verfahren dar und trennt die Vorgehensweise konsequent in eine naturwissenschaftlich-sachliche Wirkungsanalyse und in eine stärker gesellschaftlich-politisch geprägte Bewertung¹⁶⁶. Die Methode berücksichtigt die bekannten Umwelteinauswirkungen und bietet die Möglichkeit der Erweiterbarkeit. Die UBA-Methode 1999 ist, ähnlich der vom Institut für Milieukunde Leiden neu entwickelten CML-Methode¹⁶⁷, hinsichtlich des Kriteriums Reproduzierbarkeit positiv zu bewerten, erfordert aber umfassende naturwissenschaftliche Kenntnisse und im Rahmen der Praktikabilität hohe Zeit- und Kostenaufwendungen.

Die Erweiterung des Ansatzes und Einbeziehung betrieblicher Umweltaspekte im *Leitfaden für betriebliche Umweltauswirkungen* führt bei einer Prozessbilanzierung zu einer Ermittlung von lokalen Emissions-, Immissions- und Umweltwerten, die i. d. R. nicht vorliegen oder in einer solchen Dynamik vorhanden sind, dass sich Aussagen für einen zu bewerteten innovativen Fertigungsprozess nicht gewinnen lassen, da an jedem Anlagen-Standort eine andere Bewertung in Bezug auf den zu Grunde liegenden Umweltzustand und der lokalen bzw. regionalen Vorbelastung zu erwarten ist. Aus diesem Grund wird die Methode des Betrieblichen Leitfadens nicht angewandt.

Wie auch die UBA-Methode stützt sich die Bewertungsmethode Eco-Indicator 99 weitgehend auf naturwissenschaftliche Zusammenhänge, die aber durch die angewandte „end-point-Modellierung“ von der Kompletierung naturwissenschaftlicher Ursache-Wirkungszusammenhänge beeinflusst wird und zu einer Nicht-Erfassung von wesentlichen Umweltaspekten führen kann. Jedoch ist es durch den gewählten Single-Score Ansatz möglich, eine Aggregation innerhalb der Umweltaspekte durchzuführen, was wiederum zu einem subjektiven „ranking“ der Umweltaspekte führen kann.

Die Methode der ökologischen Knappheit nach AHBE (1999) gehört wie der o. g. Eco-Indicator 99 zur Gruppe der Single-Score Ansätze und vergleicht Umweltaspekte direkt. Der methodische Ansatz, der sich hinsichtlich seiner Gewichtung auf landesspezifische Grenzwerte bezieht und somit nur bedingt auf naturwissenschaftlichen Grundlagen beruht, wird aus diesem Grund in der Fachwelt kritisiert. Weiterhin ist die Ermittlung der Bewertungsfaktoren (Ökofaktoren) ein Nachteil der Methode, da die bereitgestellten Faktoren nur den räumlichen Bezug Schweiz auf-

¹⁶⁶ Vgl. GÓMEZ & RAUTENSTRAUCH, S. 82 (2001)

¹⁶⁷ Vgl. VAN DEN BERG ET AL. (2000) und GORREE ET AL. (2000)

weisen und so für eine Anwendung in Deutschland nur eine eingeschränkte Repräsentativität gegeben ist¹⁶⁸. Die Methode ist aber gerade wegen der vorgegebenen Grenzwerte gering subjektiv, leicht einsetzbar und relativ praktikabel¹⁶⁹.

Aus den Beschreibungen der Methoden wird deutlich, dass ganz unterschiedliche Vor- und Nachteile existieren, die auf der einen Seite die Praktikabilität der Verfahren in den Vordergrund stellen auf der anderen Seite naturwissenschaftliche Grundlagen nur ungenügend berücksichtigen. GERNUKS (2004) verdeutlicht diese Heterogenität, indem verschiedene Bewertungsansätze auf ihre Eignung zur Bewertung von Umweltaspekten nach EMAS¹⁷⁰ beurteilt werden (vgl. Tab. 14).

Tab. 14: Beurteilung verschiedener Bewertungsansätze hinsichtlich ihrer Eignung zur Bewertung von Umweltaspekten nach EMAS [GERNUKS, 2004]

Methoden	CML	UBA- Ökobilanzen	ECO- Indikator 99	Methode der ökologischen Knappheit	UBA- Betriebliche Umweltauswirkungen
Kriterien					
Reproduzierbarkeit	+	o	+	+	-
Wissenschaftliche Akzeptanz	+	+	o	-	+
Geographischer Bezug	o	o	o	-	+
Notwendige Fachkompetenz	-	o	+	+	-
Zeitaufwand	+	o	+	+	-
Verständlichkeit f. Entscheidungsträger	o	o	-	+	-

+ = positiv, o = neutral, - = negativ

Zur ökologischen Szenarienbewertung in der vorliegenden Arbeit werden auf Grund der beschriebenen Heterogenität der Methoden die in der für die Erstellung des Stoffstrommodells benutzten Software UMBERTO^{®171} implementierten Verfahren nach Umweltbundesamt (1999), BUWAL (1998) und ECO-Indikator 99 (2000) genutzt und beurteilt. Zusätzlich wird der vom Umweltbundesamt vorgeschlagene Leitindikator des Kumulierten Energieaufwandes (*KEA*) zur

¹⁶⁸ Vgl. GERNUKS (2004)

¹⁶⁹ Vgl. BÖHLER & KOTTMANN, S. 108 ff. (1996)

¹⁷⁰ EMAS: Eco-Management and Audit Scheme.

¹⁷¹ Vgl. Umberto-Benutzerhandbuch Version 4.0, Institut für Umweltinformatik, Hamburg (2001)

Ermittlung des KEA_H genutzt, um eine evtl. Korrelation mit dem Treibhauspotential und dem Versauerungspotential zu überprüfen und somit eine Trendanalyse durchzuführen.

Die für den Lackierprozess ermittelte Prozessbilanz stellt nichts anderes als eine Teil-Sachbilanz dar, ohne die vor gelagerten Prozesse und Prozessketten in Ihrer Gesamtheit zu berücksichtigen. Die Zielstellung begründet diese Einschränkung, da zur Optimierung von produktionsintegrierten Verfahrensschritten eine detaillierte Ermittlung aller beteiligten Energie- und Stoffströme eine Disaggregation des Lackier-Prozesses notwendig macht und der Schwerpunkt auf der innerbetrieblichen Ebene bei der Szenarienrechnung im Mittelpunkt steht.

Im Rahmen der Arbeit bildet der eigentliche Lackierprozess auf der betrieblichen Ebene die Systemgrenze (vgl. Kap. 4.4). Als Vorkette wird die Energiebereitstellung (elektrische Energie, mechanische Energie, Wärme) berücksichtigt und anhand einer Szenarioanalyse mit Hilfe der o. g. Bewertungsverfahren die Umweltauswirkungen der jeweiligen Szenarien bewertet.

Der identifizierte Ist-Zustand des in Kapitel 4.2 beschriebenen Lackierverfahrens bildet das Referenzszenario und somit die Grundlage der Bewertung.

Für dieses Referenzszenario wird ein Vergleich der o. g. Bewertungsmethoden durchgeführt, um zu ermitteln, wie konsistent die ermittelten Ergebnisse und wie signifikant die identifizierten Parameter sind. Die als aussagekräftigste identifizierte Methode wird auf drei Szenarien angewandt, die verschiedene Optimierungspotentiale des bei der Automobilfertigung eingesetzten *Standes der Technik* repräsentieren.

Diese Bewertungsschritte erlauben eine Entscheidungsunterstützung auf betrieblicher Ebene. Es muss bei dieser Betrachtung der Ergebnisse also immer die gewählte Systemgrenze berücksichtigt werden.

3.2 Bewertung und Auswahl der prozessorientierten Umweltkostenrechnungsansätze

Die von FISCHER UND BLASIUS (1995) entwickelte Definition von *reststoffvariablen Kosten* hebt die Sichtweise der lange vorherrschenden Meinung, dass mehr Umweltschutz auch mehr kostet, auf und nutzt den Synergie-Effekt „weniger Reststoffe = weniger Kosten“¹⁷² und damit auch weniger Umweltbelastung.

¹⁷² Vgl. NAGUS Jahresbericht 2003, S. 74

Die Abgrenzung der Umweltkosten gegenüber den umweltschutzbedingten Kosten ist einfacher, da diese mit den Reststoffen variabel sind¹⁷³.

Die Zuordnung der mit den Reststoffen variablen Umweltkosten zu Kostenstellen und Produktgruppen setzt allerdings eine hohe Transparenz der Stoff- und Energieströme in Unternehmen voraus und benötigt somit eine breite Datenbasis.

Durch Produktion und Produktlebenszyklus entstehende externe Kosten werden nicht internalisiert.

Der auf der Vollkostenrechnung basierende Ansatz setzt eine Integration in das bestehende Rechnungswesen eines Unternehmens voraus, wenn die Umweltkosten eines Unternehmens systematisch und nachhaltig gesteuert werden sollen. Der dafür notwendige Aufwand erscheint vielen Unternehmen nicht gerechtfertigt und liefert bei maßnahmenbezogenen Entscheidungen, die die Einführung neuer Technologie zum Ziel haben, kaum Unterstützung.

Der Ansatz von SPENGLER (1998) stellt die Prozesskostenrechnung zur Ermittlung produktionsintegrierter Umweltschutzkosten in den Mittelpunkt¹⁷⁴ und stellt auf der Grundlage eines Stoffflussmodells die in ein Produktionssystem ein- und austretenden Stoffströme in Abhängigkeit von der Intensität dar.

Der Umweltkostenbegriff umfasst dabei alle betrieblichen Umweltschutzkosten, die durch betriebliche Maßnahmen zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung der durch industrielle Produktionsprozesse entstehenden Emissionen in die Medien Luft, Wasser und Boden zu verzeichnen sind. Entscheidungsrelevant im Sinne einer Planung und Umsetzung produktionsintegrierter Umweltschutzmaßnahmen sind alle durch alternative Stoffkreislaufführung beeinflussbaren Kostenarten des Produktionssystems¹⁷⁵.

Die Methode eignet sich dazu, integrierte Umweltkosten zu identifizieren und auszuweisen sowie bei geplanten Investitionsvorhaben eine ökonomische und ökologische Sichtweise für Entscheidungsträger bereitzustellen. Die Methode bietet den Vorteil nicht alle Informationen in den Entscheidungsprozess zu integrieren. Das heißt auf der einen Seite einen geringeren Aufwand aber andererseits auch die Schwierigkeit der Abgrenzung der direkt dem Kreislaufwirtschaftskonzept zuzurechnenden Kosten.

¹⁷³ Vgl. HERBST, S. 62 (2001)

¹⁷⁴ Vgl. SPENGLER, HÄHRE, SIEVERDINGBECK U. RENTZ, S. 147ff (1998)

¹⁷⁵ Vgl. HERBST, S. 68 (2001)

Die Weiterentwicklung der Prozesskostenrechnung und die Abstrahierung der produktionstheoretischen Grundlagen in einem Stoffflussmodell führen zu einem Prognosewerkzeug, das die Möglichkeit bietet, zukünftige Kreislaufwirtschaftskonzepte im Vorfeld zu bewerten. Damit wird die Zielsetzung eines vorausschauenden und integrierten Umweltschutzes unterstützt.

Für die o. g. Methode ist ebenfalls eine detaillierte Kenntnis der innerbetrieblichen Prozesse und Zusammenhänge Voraussetzung. Durch die Bildung partieller Summen bei der Umweltkostenermittlung können Kostenarten als konstant angenommen werden oder unberücksichtigt bleiben, indem der Fokus auf die zur Verfügung stehenden Daten und den zugehörigen Kostenarten gelegt wird.

Das Ergebnis einer Abschätzung von Umweltkosten für Kreislaufwirtschaftskonzepte kann aber dennoch, unter Berücksichtigung der getroffenen Einschränkungen, einen Trend aufzeigen.

Die in dieser Arbeit verfolgte Bewertung von zukünftigen Lackierverfahren auf der Basis von szenarienbezogenen Prozessbilanzen hat u. a. eine stationäre Prozesssimulation auf der Grundlage von Stoffflussmodellen zum Ziel. Eine vollständige Verrechnung sämtlicher entscheidungsrelevanter Kostenarten, wie es die Reststoffkostenrechnung erfordert, wird nicht durchgeführt.

Die Ansätze der entscheidungsorientierten Umweltkostenrechnung als Sonderrechnung von SPENGLER (1998) und der Flusskostenrechnung nach FICHTER ET AL. (1997) lassen sich in dieser Arbeit auf der Grundlage von Prozessbilanzen nur bedingt quantitativ einsetzen. Die Zuweisung von Umwelt-Kosten aus den Stoff- und Energiebilanzen muss bei der angestrebten multikriteriellen Bewertung von Prozessänderungen nach Durchführung der Umweltkostenrechnung qualitativ erweitert werden, um so auch Investitionen und andere Kriterien einfließen zu lassen und bewerten zu können. Folgende Vorgehensweise wird zur Ermittlung der Umweltkosten und weiteren Kosten, die zur multikriteriellen Bewertung notwendig sind, gewählt (vgl. Abb. 3-1) :

- Gesamtermittlung der Kosten des nachsorgenden sowie integrierten Umweltschutzes (1+2)
- Ermittlung der Reststoffentstehungskosten (3)
- Ausweisung von Reststoffkosten
- Ausweisung von prozessbezogenen Produktkosten (ohne Umweltschutzkosten 4)
- Ausweisung von Flusskosten (ohne Differenzierung der integrierten Umweltkosten ((1+2) +3 +4) als Umweltaufwände bzw. Umweltkosten
- Ermittlung der Investitionen und anderen Kosten als Grundlage zur multikriteriellen Bewertung (z. B. Personalkosten, Abschreibungen etc.).

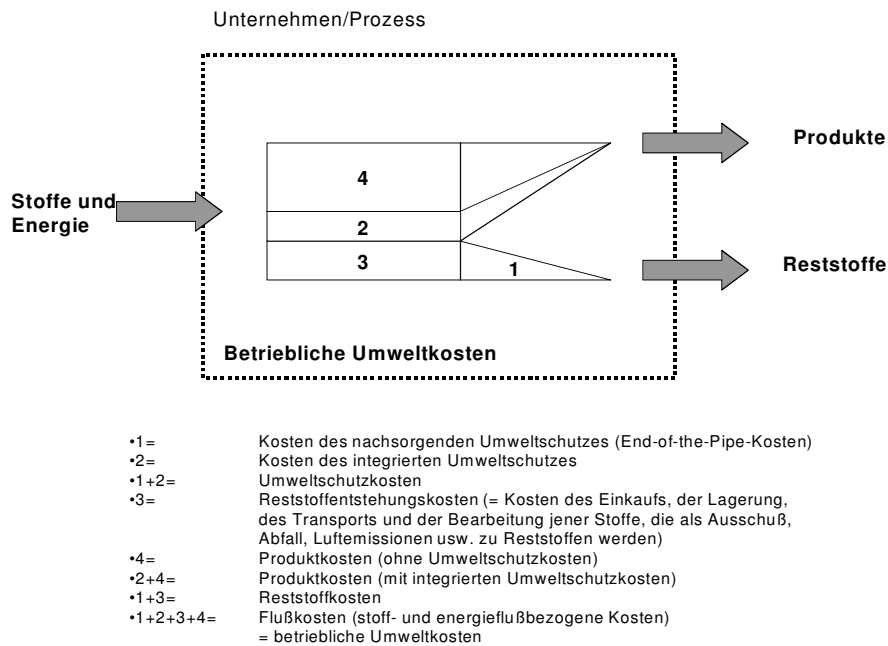


Abb. 3-1: Zusammensetzung der Flusskosten aus verschiedenen Umweltkosten
 [nach FICHTER, LOEW, SEIDEL, 1997]

Die Umsetzung der in Kapitel 2.4.5 beschriebenen Normungsinitiative Umweltkostenmanagement wäre bei der o. g. Fragestellung durch die einheitliche Nomenklatur der Umweltkostenbegriffe eine Hilfe. Auf der anderen Seite würden die Beschränkungen auf eine bestimmte Anzahl von Alternativen zur Umweltkostenermittlung bei der Bildung von unternehmensspezifischen Mischansätzen hinderlich sein, da dann nur noch nach Normvorgabe ein Verfahren aus einer vorherbestimmten Gruppe durchgängig angewandt werden kann.

Für die Anwendung der VDI 3800 gilt im Fall der Entwicklung einer ganzheitlichen Bewertungsmethode eine eher untergeordnete Rolle, da nicht in erster Linie verfolgt wird, Umweltschutzkosten zu differenzieren, sondern in einem übergeordneten Maßstab innovative Technologien zu bewerten. Die Differenzierung der Kostenkategorien in der VDI 3800 nach End-of-Pipe, anlagenintegrierten und prozessintegrierten Umweltschutzmaßnahmen bietet eine Klassifizierung, die praxisnah anwendbar ist. Auf die Anwendung der VDI 3800 wird in dieser Arbeit aus den o. g. Gründen verzichtet. Die für eine ganzheitliche Bewertung und das Zusammenführen von Teilerkenntnissen zur Verfügung stehenden multikriteriellen Verfahren werden im Folgenden beschrieben und bewertet.

3.3 Methodenauswahl zur multikriteriellen Bewertung

Die Unterstützung von Entscheidungssituationen im Rahmen industriellen Stoffstrommanagements bewegt sich in einem diskreten Lösungsraum. Entscheidungen werden für eine begrenzte Anzahl von Alternativen und Kriterien getroffen. Für die in dieser Arbeit zu bewertenden alternativen Lackiertechnologien als begrenzt multiattributive Entscheidungssituation scheiden somit Multi Objective Decision Making-Verfahren (MODM) aus. Zur Lösung des Entscheidungsproblems bieten sich Multi Criteria Decision Making-Verfahren (MADM) an, die sich in den Bereich der klassischen Ansätze und der Outranking-Verfahren aufteilen.

Bei der Anwendung klassischer MADM-Verfahren wird der Entscheidungsträger bzw. Entscheidungsfälle bei der Ermittlung kriterienbezogener Einzelnutzenfunktionen und der Gewichtungsfaktoren unterstützt. Für die Bestimmung der Gesamtnutzenfunktion mittels unabhängiger Einzelfunktionen ist jedoch ein großer Datenermittlungsaufwand notwendig. Ebenfalls ist die Anforderung einer Präferenzunabhängigkeit der einzelnen Kriterien oftmals nicht zu realisieren¹⁷⁶. Weiterhin besteht durch die Aggregation als Gesamtnutzenfunktion die Gefahr der Kompensation von guten und schlechten Kriterienerfüllungsgraden und somit ein eindeutiger Informationsverlust.

Die in einer ganzheitlichen Bewertung angestrebten ökologischen und ökonomischen Aspekte lassen sich mit den klassischen MADM-Verfahren wie z. B. Nutzwertanalyse oder Analytischer Hierarchie-Prozess (AHP) nur ungenügend abbilden.

Die auf dem Prinzip der *Prävalenzrelationen* beruhenden Outranking-Verfahren als entscheidungstechnologischer Ansatz bilden die Präferenzstrukturen ab, die sich aus Alternativenvergleichen ergeben. Diese *Prävalenzrelationen* sind als Ableitung der Hypothesen über die Präferenzvorstellungen der Entscheidungsträger zu verstehen. Die besondere Leistung der Outranking-Verfahren besteht in der Berücksichtigung von *Unvergleichbarkeiten* und *schwachen Präferenzen*, „indem aus den vorliegenden Kriterien zunächst Hypothesen über die Präferenzvorstellungen des Entscheidungsträgers abgeleitet werden, um darauf aufbauend Vorschläge zu unterbreiten, die dem Entscheidungsträger den Zusammenhang zwischen der generierten Lösung sowie seinen Zielen und seinem Wertsystem verdeutlichen“¹⁷⁷. Durch die Erweiterung des Präferenzbegriffes um die o. g. Komponenten *Unvergleichbarkeit* und *schwache Präferenz* wird das für die klassischen Verfahren gel-

¹⁷⁶ Vgl. GELDERMANN, S. 97 (1999)

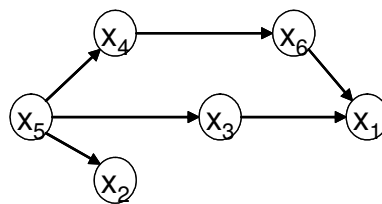
¹⁷⁷ Vgl. GELDERMANN, S. 99 (1999)

tende Defizit der Kompensation von guten und schlechten Zielerfüllungsgraden aufgehoben und die Outranking-Relation mittels Paarvergleich hinsichtlich jeden Kriteriums ausgewertet.

Die beschriebenen Outranking-Verfahren ELECTRE und PROMETHEE haben in verschiedenen Anwendungsbeispielen ihre Praxisfähigkeit dokumentiert¹⁷⁸. Im praxisnahen Einsatz der ELECTRE-Verfahren hat sich jedoch die Wahl der Schwellenwerte (vgl. Kap. 2.5.1) als Schwachpunkt erwiesen, die entscheidend auf die Bildung der Präferenzordnung einwirken. Auch birgt die mathematische Formulierung über Konkordanz- und Diskordanzmatrizen das Problem der Nachvollziehbarkeit und Anschaulichkeit, so dass auch in dieser Arbeit für einen industrienahen Einsatz die PROMETHEE-Verfahren ausgewählt und angewendet werden.

Der Unterschied der Verfahren PROMETHEE I und PROMETHEE II liegt in der Bildung unterschiedlicher *Präordnungen*. PROMETHEE I bewirkt durch das Ausweisen einer *partiellen Präordnung* ein detaillierteres Ergebnis als PROMETHEE II, das in einer *vollständigen Präordnung* Eingangs- und Ausgangsflüsse kompensiert (vgl. Abb. 3-2) und zu Informationsverlusten und Fehlinterpretationen führen kann¹⁷⁹.

PROMETHEE I (partielle Präordnung)



PROMETHEE II (vollständige Präordnung)

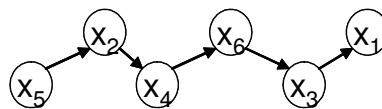


Abb. 3-2: Vergleich der Präordnungen von PROMETHEE I und II
[BRANS ET AL., 1986]

In dieser Arbeit werden beide Verfahren angewandt, um zu prüfen ob auch die Verdichtung der Ergebnisse aus PROMETHEE II zu einer gleichen Lösung führen und bei der Entwicklung von

¹⁷⁸ Vgl. GELDERMANN, S. 107-108 (1999)

¹⁷⁹ Vgl. BRANS ET AL., S. 234 (1986)

so genannten „schlanken Modellen“, die auch bei der Ökobilanz als Trend festgestellt werden kann¹⁸⁰, ein anwendbares Integrationsmodell liefern. Ebenfalls ist eine Entwicklung der Anwendung multikriterieller Unterstützung für ökologische Fragestellungen identifizierbar¹⁸¹. Die Einbindung der multikriteriellen Entscheidungsverfahren in das Gesamtkonzept der Methodenentwicklung der „Ganzheitlich prozessorientierten Entscheidungsunterstützung“ wird nachfolgend beschrieben und dargestellt.

3.4 Integration der ausgewählten Methoden zur Ganzheitlich Prozessorientierten Entscheidungsunterstützung

Eine prädestinierte Methode zur Wirkungsabschätzung auf Grundlage von Prozessbilanzen, die als Input/Outputbilanzen aus Stoff- und Energiebilanzen gebildet werden, kann nicht eindeutig identifiziert werden. So wird ein Methodenvergleich des UBA-Verfahrens, der BUWAL-Methode und des Eco-Indicator 99 durchgeführt und auf Korrelation zum KEA-Indikator nach VDI 4600 untersucht. Das aussagekräftigste Verfahren wird dann auf die Szenarioanalyse zur Bewertung des Integrierten Lackierverfahrens angewendet.

Die Stoff- und Energiebilanzen werden ebenfalls als Grundlage der Umweltkostenermittlung eingesetzt und weisen so genannte Flusskosten aus, die einen Teil der Umweltschutzkosten bilden. Der gewählte Ansatz zur Umweltkostenermittlung wird als Mischansatz aus den Verfahren der Flusskostenrechnung nach FICHTER ET AL. (1997) und der von SPENGLER (1998) konzeptionisierten „Entscheidungsorientierten Umweltkostenrechnung als strategische Sonderrechnung“ verstanden.

Dabei gelangt der Ansatz von SPENGLER (1998) in der entwickelten Methodik nicht zur Anwendung, sondern nimmt die Zielstellung auf, für produktionsintegrierte Maßnahmen (Kreislaufwirtschaftskonzepte) eine ökonomische und ökologische Sichtweise für den Entscheidungsträger bereitzustellen (vgl. Kap. 2.4.3). In erster Linie geht es nicht darum, an Hand der Umweltkosten die ökologische Komponente einer Technologie zu bewerten.

Daher wird die Flusskostenrechnung nach FICHTER ET AL. (1997) durchgeführt, die folgenden Einschränkungen unterliegt:

¹⁸⁰ Vgl. LUNDIE (1999)

¹⁸¹ Vgl. STEINBERG ET AL. (2002)

- Transport- Bearbeitungs- und Lagerungskosten werden in der Kostenermittlung nicht berücksichtigt, da diese zum größten Teil nicht bekannt sind,
- Personalkosten, Abschreibungen und Investitionen werden erst bei der multikriteriellen Bewertung zugeführt und in das Verfahren integriert und
- eine Zuweisung der Produktkosten wird in Abhängigkeit von den Prozessallokationen ermittelt.

Somit wird eine vereinfachte auf energie- und materialflussorientierte Prozessbilanzen anwendbare Darstellung der Umweltkosten erreicht.

Nur durch die Anwendung der ökologischen und ökonomischen Bewertungs-Methoden auf die gleichen Stoff- und Energieinformationen lässt sich ein konsistentes Ergebnis erreichen.

Die Basis bildet dabei eine entwickelte „Gekoppelte Prozessbilanz“, die sowohl Informationen auf Prozessmaterial-, Hilfs- und Betriebsstoffebene als auch auf Einzelstoffebene enthält. Tabelle 15 zeigt die Struktur der beschriebenen „Gekoppelten Prozessbilanz“.

Tab. 15: „Gekoppelte Prozessbilanz“ als Grundlage zur Ökonomischen und ökologischen Bewertung

Input	Output
Prozessmaterial - Menge	- Abfälle zur Beseitigung - Abfälle zur Verwertung - Abwasser - Abgas
Roh-, Hilfs-, und Betriebsstoffe - Wasser (versch. Arten) - Luft - Betriebsstoffe	Emissionen - Emissionen in Luft - Emissionen in Wasser - Indikator CSB, BSB
Energieträger - Rohstoffe in Lagerstätten - Nichtenergieträger in Lagerstätten	Energieträger, sekundär - elektrisch - thermisch
Stoffe - chem. Grundstoffe anorg. - chem. Grundstoffe org.	Sonstige Stoffe
Kumulierter Energieaufwand	

Die Integration von Kriterien bei der Prozessbewertung von z. T. qualitativen Kriterien, wie Zukunftssicherheit, Qualität etc. in der Phase der multikriteriellen Bewertung bringt den Vorteil

der durchgängigen Methodentransparenz und dient somit einer leichteren Anwendbarkeit sowie der Adaption auf den jeweils zu betrachtenden Fall.

Abbildung 3-3 beschreibt, auf Basis der in Kapitel 2 beschriebenen Werkzeuge, das entwickelte Konzept zur Entwicklung einer ganzheitlichen Bewertungsmethodik.

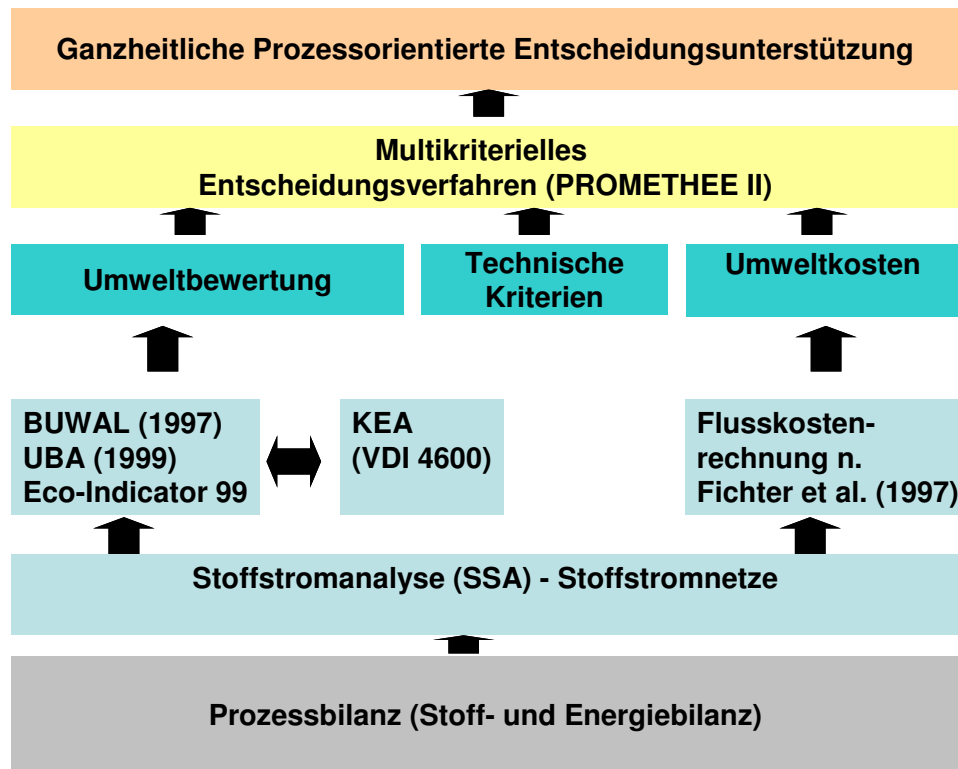


Abb. 3-3: Entwickelte Methodik der „Ganzheitlichen prozessorientierten Entscheidungsunterstützung“

Die so entwickelte Methodik bietet die Möglichkeit, sowohl ökologische als auch ökonomische Betrachtungen durchzuführen.

Diese quantitative Ebene wird im nächsten Schritt um qualitative Kriterien erweitert und abschließend durch ein multikriterielles Entscheidungsverfahren als insgesamt qualitative Entscheidungsunterstützung entwickelt. Dabei werden, wenn möglich, Aggregationen für Kriterien gebildet. So werden bspw. technische Kriterien wie Komplexität von Verfahren und Arbeitssicherheit in Oberkriterien wie Zukunftssicherheit in Bezug auf die technische oder gesetzliche Entwicklung integriert.

Die Methode integriert Betrachtungsweisen wie bspw. die Flusskostenrechnung oder die Wirkungsabschätzung, die sonst überwiegend unabhängig voneinander durchgeführt werden. Auf Grund der durch die Stoffstromanalyse gemachten Vereinfachungen und Beschränkungen der

Systemgrenzen und der eingeschränkten Anwendung der Flusskostenrechnung auf Stoff- und Energieflüsse kann die Methode als „Screening-Methode“ zur Anwendung gelangen und auf Grundlage der erzielten Ergebnisse nachfolgend konkrete Fragestellungen bzw. Ergebnisse detaillierter (Bsp. Mittels einer Ökobilanz) zu betrachten.

Bei der Bewertung der Ergebnisse ist es unablässig, die Ungenauigkeiten des jeweiligen methodischen Schrittes zu kennen¹⁸². Um dieser Anforderung gerecht zu werden, wird für die Abschätzung der Umweltwirkungen eine Sensitivitätsanalyse durch Variation der Vorketten durchgeführt und die o. g. Unsicherheits-Einfluss Analyse angewendet.

Für den Methodenschritt der Multikriteriellen Entscheidungsverfahren (vgl. Abb. 3-3) wird ebenfalls eine Sensitivitätsanalyse durch Variation der Ausgangs-Gewichtung für die Szenarien Ökonomie, Technik und Ökologie durchgeführt. Zusätzlich wird durch die Anwendung zweier Verfahren (PROMETHEE I und II) die Auswahl der Alternativen überprüft.

Die entwickelte Methode wird an Hand der Fallstudie der nachfolgend beschriebenen industriellen Serienlackierung von Personenkraftwagen angewendet.

¹⁸² Zu den Arten der Unsicherheit und der Fehleranalyse vgl. Kap. 2.6

4. Fallstudie Automobillackierung

Die Gestaltung der Oberfläche bei der Automobilherstellung, bestimmt durch Farb-, Glanz- und Tiefengebung der aufgetragenen Lackschichten, hat für den Kauf von Automobilen eine mit entscheidende Bedeutung. So werden folgende Kriterien an Lackierungen im Automobilbereich gestellt:

- Langzeitschutz gegen Korrosion, chemische Einflüsse, Steinschlag, UV-Strahlung etc. und
- Optik der Oberfläche durch Glanz, Gleichmäßigkeit, Farbtönsättigung und Effektausbildung (z. B. Perleffekt, Metalleffekt etc.).

Diese hohen Qualitätsanforderungen lassen sich nur durch einen hohen technischen und finanziellen Aufwand der eingesetzten Lacksysteme und somit der Lackiertechniken und den darauf abgestimmten Prozesschemikalien bewerkstelligen (vgl. Abb. 2-3 und Abb. 4-11). Dennoch hat sich in Europa nach PIWOWARCZYK (2000) und BROCK ET AL. (1998) trotz leicht unterschiedlicher Lackierprozesse innerhalb und von Unternehmen zu Unternehmen ein „relativer“ Standard durchgesetzt nach dem viele Automobilunternehmen ihren Schichtaufbau gestalten (vgl. Abb. 4-1).

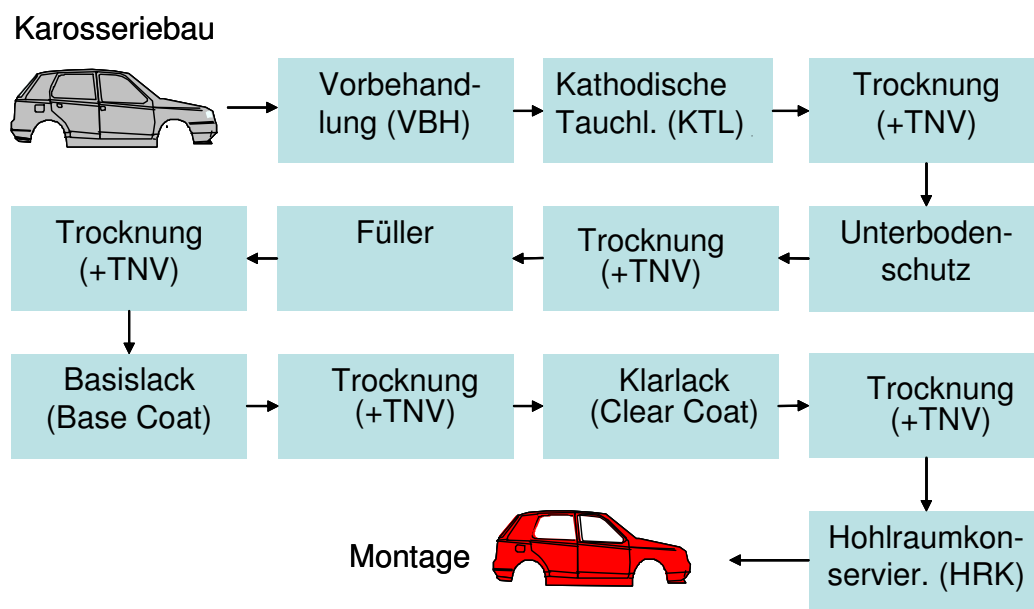


Abb. 4-1: Relativer europäischer Standard zur Serienlackierung von PKW's
[nach PETERS ET AL., 2002 und MÜLLER, 1999]

Die Karosserievorbehandlung (VBH), bestehend aus Entfettung, Phosphatierung und Passivierung, dient der Erzeugung einer Korrosionsschutzschicht, die im nachfolgenden Prozess der Kathodischen Tauchlackierung (KTL) komplettiert wird. Dem KTL-Prozess ist eine Trocknung nachgeschaltet, in die eine Thermische Nachverbrennung der lösemittelhaltigen Trocknerabluft integriert ist.

Der sich anschließende Auftrag des Unterbodenschutzes vollzieht sich mittels Roboter, die großflächig einen PVC-Auftrag auf den Unterboden der Karosserie applizieren. Dieser Auftrag dient als Steinschlagschutz sowie zur Geräuschkämpfung.

Darauf aufbauend wird der Füllerauftrag zur Haftungsregulierung und zum optischen Verlauf des folgenden Basislacks eingesetzt. Der abschließende Decklackbereich, bestehend aus Basislack und Klarlack, erfüllt neben den optischen Effekten Farbe, Glanz und Brillanz wesentliche Schutzfunktionen gegen chemische und physikalische Umwelteffekte wie Sonneneinstrahlung, Niederschlag, Chemikalien etc..

Im Folgenden wird die Situation der Lackiertechnologie sowie die für die Technologie relevanten Prozessschritte beschrieben.

4.1 Situation der Lackiertechnologie

Um die Relevanz der Lackiertechnik im Serieneinsatz ganzheitlich bewerten zu können, muss eine Relation zu den im Produktlebenszyklus eines Automobils entstehenden Umweltauswirkungen abgeschätzt werden. Die Frage nach der Effizienz von Maßnahmen in der Serienproduktion kann durch negative Effekte während der Nutzungs- oder Entsorgungsphase aufgehoben oder sogar verschlechtert werden.

Bei den von fossilen Energieträgern abhängigen Kohlenwasserstoff- und Kohlenmonoxid-Emissionen zeigt die Nutzungsphase eindeutige Dominanz. Stick- und Schwefeloxide nehmen in der Herstellphase an Bedeutung zu und Methanemissionen haben einen Anteil von ca. 40 % an der Gesamtemission (vgl. Abb. 4-2). Ebenfalls zeigt sich eine starke Differenzierung in Fahrzeugen der Kleinwagenklasse sowie der Oberklasse, die z. T. dominiert sind vom Gewicht und Treibstoffverbrauch der jeweiligen Fahrzeuge.

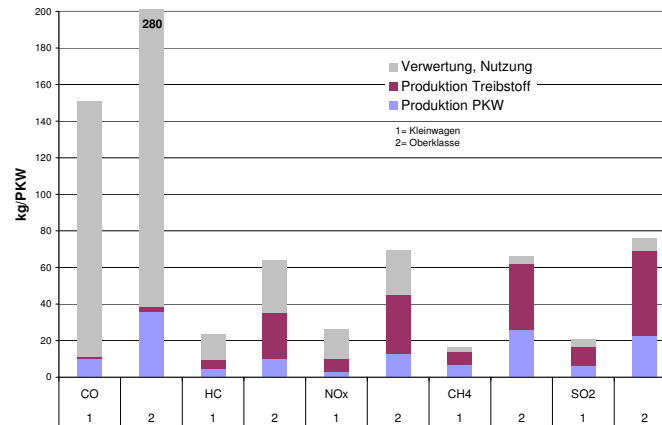


Abb. 4-2: CO-, HC-, NO_x-, CH₄- und SO₂-Emissionen aus Herstellung, Nutzung und Entsorgung verschiedener PKW [EYERER, 1996]

In der Herstellungsphase von Fahrzeugen finden sich neben den in Abbildung 4-2 dargestellten atmosphärischen Emissionen auch nicht-methanhaltige flüchtige organische Verbindungen, so genannte NMVOC's¹⁸³, und Stäube¹⁸⁴, die zu einem Großteil den Lackierprozessen zugeordnet werden und in dieser Phase des Produktlebenszyklus einen signifikanten Beitrag zu Umweltproblemfeldern leisten¹⁸⁵ (vgl. Abb. 4-3). Im Vordergrund steht dabei die bodennahe Ozonbildung durch NMVOC's, die zu 62 % durch die Verwendung von Lösemitteln freigesetzt werden¹⁸⁶ (vgl. Abb. 4-5).

¹⁸³ NMVOC: Non Methanic Volatile Organic Compounds wobei eine flüchtige organische Verbindung (VOC) als eine Verbindung bezeichnet wird, die bei 293,15 K einen Dampfdruck von 0,01kPa oder mehr hat oder unter den jeweiligen Verwendungsbedingungen eine entsprechende Flüchtigkeit aufweist vgl. LM-RL 1999. In: BECK-TEXTE Umweltrecht (2000)

¹⁸⁴ diese können bis zu 90 % in der Herstellungsphase liegen vgl. EYERER. S. 382 (1996)

¹⁸⁵ Zur Bewertung der Wirkungen von NMVOC und VOC sei auf die umfassende Literatur hingewiesen, die sich mit der Problematik der Wirkungsabschätzung von atmosphärischen Emissionen beschäftigt, z. B. UMWELTBUNDESAMT (c), Hintergrund: Sommersmog (2002)

¹⁸⁶ Vgl. UMWELTBUNDESAMT (c), Hintergrund: Sommersmog. S. 4 (2002)

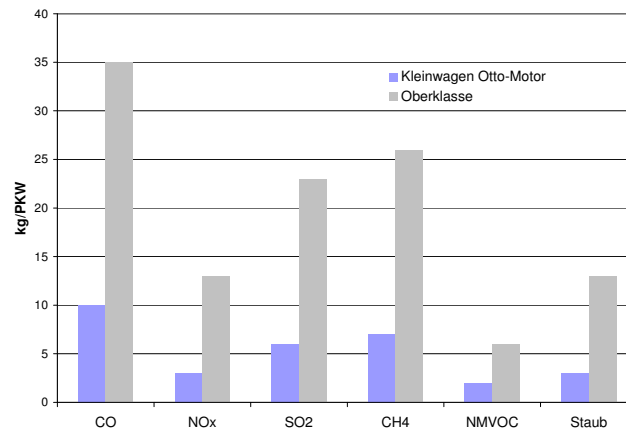


Abb. 4-3: Wichtige atmosphärische Emissionen während der Herstellung von Fahrzeugen [EYERER, 1996]

Vergleicht man die Entstehung von festen, flüssigen und Sonderabfällen in dem gesamten Produktlebenszyklus so lassen sich Anteile von über 50 % in der Herstellphase feststellen (vgl. Abb. 4-4).

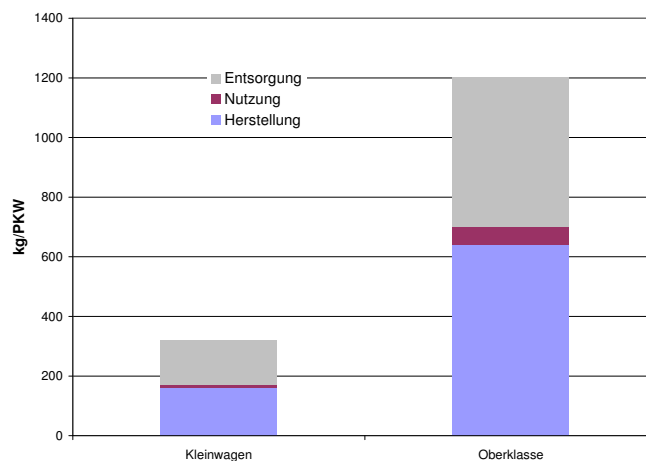


Abb. 4-4: Feste und flüssige Abfälle sowie Sonderabfälle aus Produktion, Nutzung und Verwertung verschiedener PKW-Typen [EYERER, 1996]

Zusammenfassend lässt sich aus der Lebenszyklusbetrachtung ableiten, dass die entstehende Umweltbelastung sich nicht auf einen bestimmten Lebenszyklus fokussieren lässt, sondern, je nach emittiertem Stoff oder Stoffgruppe, Schwerpunkte in allen Phasen des Produktlebenszyklus zu finden sind. In der vorliegenden Arbeit wird der Fokus auf den Herstellungsprozess Automobillackierung gelegt. Die Auswirkungen, die sich aus Prozessvariationen ergeben und Einfluss auf

die Nutzungs- oder Entsorgungsphase haben, werden beschrieben aber nur die innerhalb der Systemgrenze¹⁸⁷ relevanten Auswirkungen bewertet.

Die Emissionen von NMVOC's werden in Deutschland hauptsächlich von 2 Emittentengruppen bestimmt. Abbildung 4-5 zeigt die NMVOC-Emissionen aus der allgemeinen Lösemittelverwendung in Industrie, Gewerbe und Haushalten, die bis Anfang der 90er Jahre gering unter den aus dem Straßenverkehr resultierenden Emissionen lag. Seit dem Jahr 1993 halten sich die NMVOC-Emissionen aus der Verwendung von Lösemitteln trotz gestiegener Produktionsmengen¹⁸⁸ bei nahezu 1000 Kilo-Tonnen pro Jahr. Im Gegensatz dazu nehmen die Emissionen aus dem Straßenverkehr seit 1990 kontinuierlich ab.

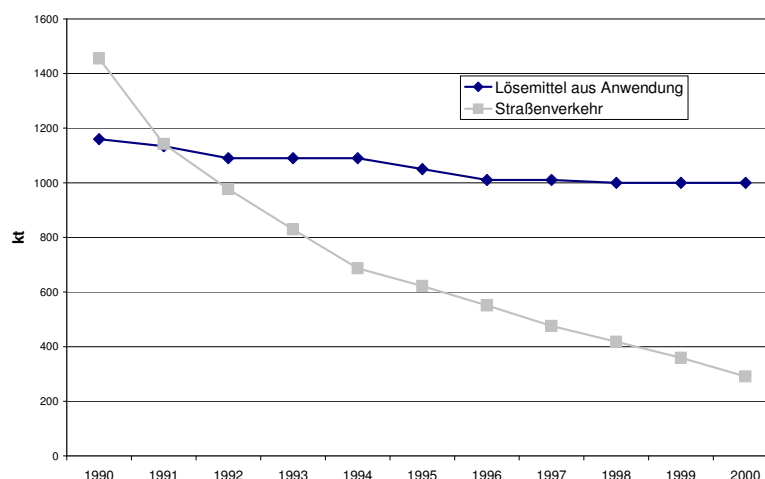


Abb. 4-5: Zeitliche Entwicklung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen (VOC) in Deutschland von 1990 bis 2000 [UMWELTBUNDESAMT (C), 2002]

Die Aufgliederung des Inlandsverbrauchs an Lacken zeigt einen Schwerpunkt bei den Bautenanstrichmitteln. Autoserien- und Autoreparaturlacke haben einen Anteil von 7 %, sind aber auf Grund ihrer höheren Lösemittelgehalte von 10 bis maximal 55 %¹⁸⁹ stärker an der Lösemittel-emission beteiligt als es der Verbrauch beschreibt (vgl. Abb. 4-6).

¹⁸⁷ Zur Festlegung der Systemgrenzen vgl. Kap. 4.3

¹⁸⁸ So ist der Lösemittelgehalt trotz gestiegener Produktion auf einem Niveau geblieben, was durch den Einsatz lösemittelreduzierter Lacke erreicht wurde. Vgl. DEUTSCHES LACKINSTITUT (b), S. 1 (2000)

¹⁸⁹ Vgl. DEUTSCHES LACKINSTITUT (b), S. 2 (2000)

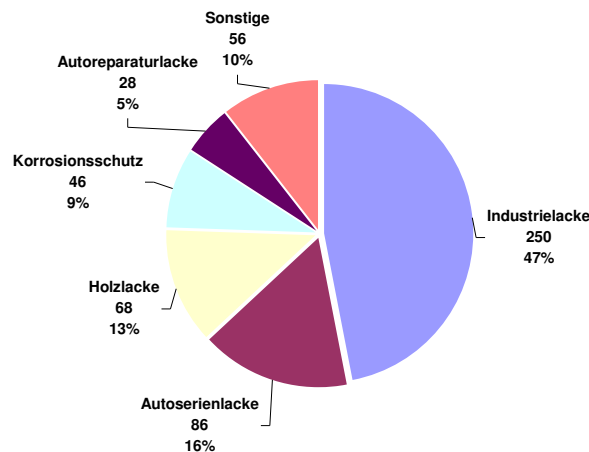


Abb. 4-6: Aufgliederung des Inlandverbrauchs von Lacken und Farben 2002 [kt, %]
[DEUTSCHES LACKINSTITUT (d), 2003]

Die bei der Anwendung von organischen Lösemitteln freiwerdenden Gesamt-Emissionen resultieren nach HARSCH¹⁹⁰ (1998) zur Hälfte aus Lackierprozessen und sind mit ca. 450.000 Tonnen pro Jahr zu beziffern und erreichen somit die Menge der aus dem Verkehr resultierenden Emissionen.

Die hohen Anforderungen an Oberflächenbeschichtungen in Bezug auf dekorative und korrosionsschützende Eigenschaften lassen eine eindeutige Tendenz zu umweltschonenderen Lacken nicht erkennen. So lag der Anteil der umweltschonenden Lacke im Jahr 1999 bei ca. 9 % der Gesamtherstellung¹⁹¹ in Deutschland.

Lösemittelarme und damit umweltfreundliche Lacke sind zum überwiegenden Teil Wasser- und Elektrotauchlacke, Pulverlacke und Dispersionslacke (vgl. Abb. 4-7). Die Herstellung von sogenannten High Solid-Lacken¹⁹² hat erst seit Mitte der Neunziger Jahre einen größeren Anwendungsbereich gefunden und nimmt mittlerweile einen Anteil von 16,5 % der umweltschonenden Lacke ein (vgl. Abb. 4-7).

¹⁹⁰ Vgl. HARSCH, S. 15 (1998)

¹⁹¹ Vgl. DEUTSCHES LACKINSTITUT (b) (2000)

¹⁹² High Solid bezeichnet einen Lack mit einem hohen Festkörperanteil

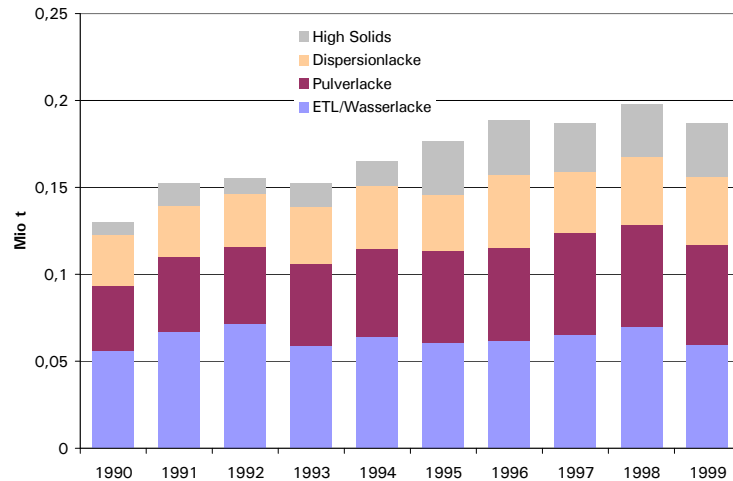


Abb. 4-7: Produktionsentwicklung und Arten umweltschonender Lacke 1990-1999
[DEUTSCHES LACKINSTITUT (a), 2000]

Die meisten Beschichtungssysteme kommen derzeit auf Grund der hohen Qualitätsanforderungen an die Lackierschicht nicht ohne einen Lösemiteleinsatz aus.

Die in der Automobilbranche verwendeten Lacke sind zum überwiegenden Teil lösemittelhaltig. Die in der Serienbeschichtung eingesetzten Basislacke (Base Coat) stellen größtenteils Wasserlacke mit einem Lösemittelgehalt unter 20 % dar. Bei den Klarlacken (Clear Coat) finden sich überwiegend Lösemittelgehalte zwischen 40 und 50 %. Tabelle 16 gibt eine Übersicht über die typischen Lösemittelgehalte verschiedener Lackarten.

Tab. 16: Typische Lösemittelgehalte unterschiedlicher Lackarten
[DEUTSCHES LACKINSTITUT (a), 2000]

	Lackart	Typischer Lösemittelgehalt [%]
Ohne organische Lösemittel	Pulverlacke	-
	Silikatfarben und -putze	-
Organische Lösemittel < 5%	Dispersionsfarben	0-5
	Grundierungen	3-5
	Elektrophorese-Lacke	1-4
Organische Lösemittel < 20%	Wasserlacke (Industrie)	10-18
	Dispersionslacke (Blauer Engel)	7-9
Organische Lösemittel < 30%	High Solids	25
Organische Lösemittel > 30%	Alkydharz-Lacke	} 40-50
	Polyesterharzlacke	
	Epoxidharz-Lacke	
	Polyurethan-Lacke	
	Verdünnungen	100

Die Entwicklung des Lackeinsatzes zeigt, dass sich auf Grund der hohen Qualitätsanforderungen ein Technologiewandel hin zum Einsatz umweltschonenderer Lacke wie Pulver- und High-Solid-Lacken nur sehr langsam vollzieht. Zur Realisierung des Wertschöpfungsprozesses einer Produktbeschichtung müssen eine Reihe von Randbedingungen, z. B. Herstellung und Einhaltung der Lackierkabinen-Konditionen, Entsorgung der Lackschlämme und eine gesetzlich geforderte Abluftreinigung, erfüllt werden. Diese erfordern u. a einen hohen Energieaufwand, der sich bis auf einen Anteil von 20 % der Gesamt-Produktbeschichtung erstrecken kann¹⁹³.

Der Automobil-Lackierprozess ist als Mittelschritt in der Automobilfertigung zwischen Rohbau und Montage einzuordnen (vgl. Abb. 4-8).

¹⁹³ Vgl. HOFFMANN & KLEIN, S. 266-279 (2000)

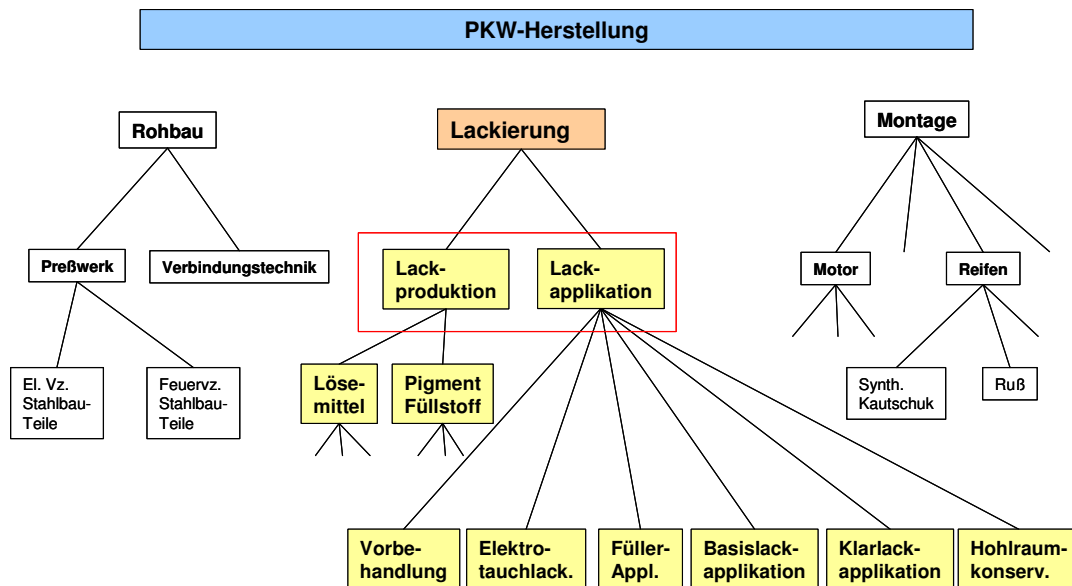


Abb. 4-8: Automobil-Herstellprozess [nach EYERER, 1996]

Der Wertschöpfung der Lackherstellung im Jahr 1998 von ca. 3,6 Mrd. Euro stehen 1,8 Mrd. Euro für die technische Abluftreinigung sowie der Entsorgung durch den Overspray verursachten Lackschlämmen in den Applikationsprozessen gegenüber¹⁹⁴.

Die Automobilproduktion in Deutschland weist einen Umsatz von ca. 202 Mrd. Euro im Jahr 2002 mit einem Beschäftigungsvolumen von ca. 770.000 Beschäftigten auf. Damit werden mehr als 18 % des Gesamtumsatzes der deutschen Industrie von der Automobilindustrie erwirtschaftet¹⁹⁵.

Der Inlandsumsatz der deutschen Automobilindustrie lag dabei 2002 mit 80 Mrd. Euro leicht unter dem Vorjahresniveau von 2001 wird aber vom Anteil des Auslandsumsatzes mit 60,5 % übertroffen und hat sich in den letzten Jahren ständig gesteigert (vgl. Abb. 4-9). Der wertmäßige Export von Personenkraftwagen wird mit einem Anteil von 25 % in die USA, 14 % in Großbritannien und 11 % im übrigen Westeuropa dominiert¹⁹⁶.

¹⁹⁴ Vgl. HARSCH (1998)

¹⁹⁵ Vgl. VDA Jahresbericht 2003, S. 229

¹⁹⁶ Vgl. VDA Jahresbericht 2003, S. 44

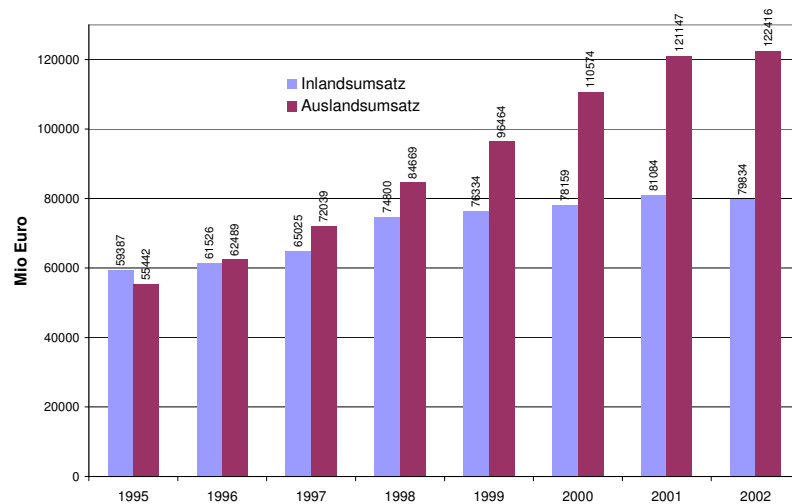


Abb. 4-9: Umsatzentwicklung in der deutschen Automobilindustrie [VDA, 2003]

Die Kraftfahrzeugproduktion deutscher Hersteller findet zum größten Teil in der Europäischen Union statt. Die gefertigten Einheiten in den außereuropäischen Standorten nehmen deutlich zu. Diese Entwicklung ist vor allem in Südostasien mit einem Wachstum von 31 % besonders deutlich (vgl. Tab. 17) obwohl der wertmäßige Export bei den Personenkraftwagen nur bei ca. 10 % liegt¹⁹⁷.

Tab. 17: Kraftfahrzeugproduktion deutscher Hersteller nach Regionen 2002 [VDA, 2003]

Region	Produzierte Einheiten	Veränderung
Europa	7.325.100	+ 11 %
Asien	443.300	+ 31 %
Afrika	159.100	+ 8 %
Nord-Amerika	316.100	+ 8 %
Süd- Amerika	930.800	- 8 %
Ost-Europa	784.600	- 3 %

Die verstärkte globale Verteilung der Automobilfertigung erfordert eine Orientierung der einzelnen Produktions-Standorte an die jeweilige Landesgesetzgebung und eine Implementierung internationaler Regelwerke in die Organisation, Vertrieb und Technologie des produzierenden Unternehmens. Die Europäische Union bildet hierbei eine Ausnahme, da den von der Europäi-

¹⁹⁷ Vgl. VDA Jahresbericht 2003, S. 44

schen Union beschlossene Regelungen innerhalb eines überschaubaren Zeitrahmens in die nationalen Gesetzwerke integriert werden muss¹⁹⁸.

Die deutschen als auch europäischen umweltbezogenen Regelungen, die sich auf den Automobilherstellungsprozess beziehen, Einfluss auf die Automobillackierung ausüben und als Determinanten industriellen Stoffstrommanagements gelten können, werden nachfolgend dargestellt.

4.2 Technische Prozesse, Verfahren und Emissionen

4.2.1 Prozessschritte und Auftragsverfahren

4.2.1.1 Vorbehandlung

Im Bereich der Vorbehandlung werden die Rohkarosserien entfettet und anschließend gespült. Das Entfetten wird bei einer Temperatur zwischen 50 und 60 °C mit einer wässrigen alkalischen phosphat- oder tensidhaltigen Reinigerlösung durchgeführt und dient der Entfernung von Ölen, Fetten, Seifen, Schmutzstoffen etc..

Nach der Entfettung folgt der eigentliche Schichtaufbau durch eine in der Phosphatierung erzeugte Schicht (z. B. Zinkphosphat), die Grundlage des Korrosionsschutzes und der Haftfestigkeit des Lackaufbaus ist und einen zuverlässigen Unterrostungsschutz bildet¹⁹⁹. Die Phosphatierung wird im Spritz- und Tauchverfahren durchgeführt und verwendet neben Phosphorsäure Metalle wie Zink, Mangan und Nickel sowie zur Beschleunigung die Oxidationsmittel Nitrit, Nitrat, Chlorat, Hydroxylamin oder Wasserstoffperoxid. Die Phosphatierung führt dabei in zwei Schritten zu einer feinkristallinen Deckschicht. Der erste Schritt stellt einen Beizangriff durch Phosphorsäure und saure Phosphate dar, der zweite Schritt wird durch die Kristallisation zweiwertiger Metallphosphate an der Karosserie bedingt durch eine Wasserstoffionenverarmung in der Grenzschicht charakterisiert²⁰⁰.

Das nachfolgende Passivieren mit Hilfe von verdünnten Chromatlösungen oder Zirkonhexafluoridlösungen erhöht die Korrosionsbeständigkeit durch Schließung der Poren der Phosphatschicht. In einigen Fällen wird nach der Passivierung mittels Tauch- und Spritzverfahren mit voll entsalztem Wasser gespült und anschließend eine Wassertrocknung bei ca. 80 °C folgt.

¹⁹⁸ Vgl. EUROPÄISCHE UNION. Konsolidierte Fassungen des Vertrags über die Europäische Union und des Vertrages zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft (2002/C325/01)

¹⁹⁹ Vgl. VDI 3455, S. 4 (1996)

²⁰⁰ Vgl. MÜLLER, S. 79-100 (1999)

4.2.1.2 Kathodische Tauchlackierung

Die hohen Qualitätsansprüche an den Korrosionsschutz von Fahrzeugen werden heute nur mit der Kathodischen Elektrotauchlackierung (KTL) erreicht. Bei der Elektrotauchlackierung wird durch einen elektrochemischen Vorgang (Elektrophorese) wasserlöslicher meist bleifreier Lack an der Karosserie abgelagert, indem die Karosserie als Kathode und das KTL-Becken als Anode geschaltet wird²⁰¹. Wasserlösliche Tauchlacke haben dabei einen Feststoffgehalt zwischen 14 und 22 % und einen Lösemittelgehalt von 2 bis 6 % und benötigen Abscheidespannungen zwischen 300 und 500 Volt²⁰². Nach dem Beschichtungsvorgang erfolgt eine intensive Spülung mit aus Ultrafiltrationen erzeugten Filtraten sowie voll entsalztem Wasser im Tauch- und Spritzverfahren.

4.2.1.3 Nahtabdichten und Unterbodenschutz

Zur Abdichtung von Fugen und Falzen vor dem Füllerauftrag werden zum Teil von Hand unterschiedliche PVC-Materialien mit Spezialpistolen aufgebracht. Der anschließende Unterbodenschutz basiert ebenfalls auf PVC-Plastisolen oder Polyurethanen und wird häufig mittels Airless-Verfahren durch Roboter appliziert. Teilweise wird noch ein zusätzlicher Steinschlagschutz auf besonders gefährdete Schwellerbereiche der Karosserie durch einen begrenzten Airless-Spritzstrahl aufgebracht.

In neueren Fällen findet ein Ersatz der großflächigen PVC-Applikation durch Schalen aus Polypropylen statt, der auch in dieser Arbeit bei der Bewertung von Lackierverfahren aufgegriffen wird. Diese Schalen werden nicht mehr im Bereich des eigentlichen Lackierprozesse angebracht, sondern in den Bereich der PKW-Montage verlagert. Vor dem Füllerauftrag werden eventuelle Verschmutzungen durch Abblasen mit ionisierter Luft, Staubbindetüchern oder Emufederwalzen entfernt, um spätere Fehlerbildung durch eingetragene Partikel im Decklackbereich zu verhindern.

4.2.1.4 Füller, Basislack und Decklack

Für den Füllerbereich werden derzeit überwiegend wasserverdünnbare Füllerlacke eingesetzt, die zum größten Teil mit Hochrotationszerstäubern elektrostatisch auf den Außenflächen der Ka-

²⁰¹ Vgl. MÜLLER, S. 208-215 (1999)

²⁰² Vgl. VDI 3455, S. 6 (1996)

rosserien appliziert werden. Oftmals findet eine Anpassung der Farbgebung des Füllers an den nachfolgenden Basislack statt, was eine Reduzierung der Schichtdicke des Basislackes ermöglicht. Nach dem Füllerauftrag findet eine intensive Decklackvorbereitung mit ionisierter Luft, Emu-Zone und einer nachfolgenden Trocknung bei ca. 175 °C statt²⁰³.

In der Decklackierung werden bei der PKW-Serienlackierung überwiegend Zwei-Schicht-Verfahren verwendet, in der Nutzfahrzeugherstellung auch Ein-Schicht-Verfahren. Bei der Zwei-Schicht-Decklackierung wird zunächst ein farbgebender Basislack zwischen 12 bis 35 µm Schichtdicke aufgebracht, der anschließend mit einem i. d. R. lösemittelhaltigen Klarlack überzogen wird. Der Klarlack bewirkt dabei eine Verstärkung des optischen Effektes der Farbgebung und eine Erhöhung der Resistenz gegenüber Umwelteinflüssen. Effekt- und Metalliclackierungen werden zusätzlich mit einem Spraymate-Verfahren zur Ausrichtung der Partikel in der Lackierschicht appliziert. Die Lösemittelgehalte der konventionellen Klarlacke liegen zwischen 37 und 57 % (vgl. Tab. 19) und stellen somit einen bedeutenden Lösemittelmittelen im Bereich der Serienlackierung dar. Als Alternative werden von einigen Herstellern bereits Pulver-Klarlacke (BMW, Werk Dingolfing) und Pulver-Slurry (Daimler Chrysler, Werk Rastatt) verwendet²⁰⁴.

Im Bereich der konventionellen 2K-Klarlacke (2-Komponenten-Klarlacke) werden derzeit durch modifizierte Bindemittel und Härtersysteme Emissionsminderungen erreicht, die aber nicht zu einer so starken Lösemittelreduzierung führen, wie sie bspw. durch die Verwendung von Pulver- oder Slurry-Lacken im Klarlackbereich erreicht werden kann.

Bei der Decklackapplikation werden zunächst die Innenflächen von Heck- und Motorraumdeckel sowie anschließend die Außenflächen im manuellen oder robotisierten Verfahren lackiert. Die nachfolgenden Uni-Basislacke, Klarlacke und Effekt-Lacke werden mit Robotern oder elektrostatisch unterstützten Hochrotations-Automaten appliziert. Bei Metallic-

²⁰³ Vgl. PETERS ET AL., S. 27 (2002)

²⁰⁴ Vgl. PETERS ET AL., S. 28 (2002)

und Perleffektfarbtönen wird der zweite Spritzgang rein pneumatisch aufgetragen, um den Metallic- bzw. Perleffekt zu realisieren. Die zwischen Basislack und Klarlack stattfindende Trocknung stellt nur eine physikalische Zwischentrocknung durch Umluft- oder Kondensationstrockner dar. Wasserbasierende Basislacke werden dabei meist mit einer kombinierten Infrarot-/Warmblaszone bei einer Objekttemperatur von 50 °C getrocknet.

4.2.1.5 Hohlraumkonservierung

Bei der Hohlraumkonservierung wird als abschließender Schritt der Lackierung zur Unterstützung des Korrosionsschutzes ein geschlossener Wachsfilm in die konstruktiv bedingten Hohlräume des Trägerbereichs und der Türen der Karosserien eingebracht. Die Erzeugung des Wachsfilmes wird entweder durch Sprühverfahren oder Flutverfahren realisiert. Beim Sprühverfahren wird ein i. d. R. lösemittelhaltiger Konservierungswachs über hohlraumangepasste Sprühdüsen in das Fahrzeug eingebracht. Das Flutverfahren erfolgt mit lösemittelfreiem Heißwachs mittels einer Flutanlage. Automatisch zugeführte Flutdüsen pumpen erwärmten Heißwachs (auf ca. 120 °C erwärmte Paraffine) in die Karosserie Hohlräume. Der eingebrachte Wachsüberschuss kann durch konstruktiv bedingte Auslauföffnungen wieder austreten und wird wieder verwendet. Zur Durchführung des Flutverfahrens wird die Karosserie auf ca. 50 bis 80 °C vorgewärmt. Die oft beschriebene Transportkonservierung von fertig montierten Fahrzeugen ist nicht Prozessbestandteil zur Erzeugung einer Lackierung und wird hier nicht berücksichtigt.

Eine umfassende Auswahl verwendeter Lackiermaterialien in den o. g. Prozessschritten wird in Tabelle 18 dargestellt.

Tab. 18: Lackmaterialien für die Karosserie-Serienlackierung [nach VDI 3455, 1996]

Lacksystem	Festkörpergehalt [Gew.-%]	Bindemittel	Lösemittelgehalt [Gew.-%]	Filmdicke µm
Grundierungen/ Badzusammensetzungen				
Kathodischer Tauchlack, normal	14 - 22	verschiedene	1-6	18 - 22
Kathodischer Tauchlack, dick	14 – 18	Verschiedene	4 -7	25 – 35
Füller				
1-K-Polyester	60 – 65	PE	35 – 40	20 – 40
1-K-Polyester, mit PU-Anteilen	65 – 70	PE, PU	30 – 35	25 – 40
PE-Füller, wasserverd.	50 – 55	PE, PE mit PU	5 – 12	20 – 40
PU-Füller, wasserverd.	50 – 55	PU	5 – 12	20 – 40
Schwellerschutz	70 – 75	PU	25 – 30	
Steinschlagzwischengrund	55 – 60	PU	40 – 45	20 -30
Uni-Lacke				
1-K-Decklack	45 – 52	Alkyd-ME	48 – 55	35 – 50
1-K-Decklack, erhöhter Festkörperanteil	50 – 58	Alkyd-ME	42 – 50	35 – 50
2-K-Decklack, festkörperreich	63 – 73	PU-IC	27 – 37	40 – 50
Basislack, lösemittelhaltig	30 – 40	Alkyd, Acryl	60 – 70	20 – 35
Basislack, wasserverd.	20 – 48	Acryl, PU	10 – 15	20 – 35
Effektlacke				
Metallic-Basislack	13 – 20	CAB, Alkyd	80 – 87	12 – 18
Metallic-Basislack, erhöhter Festkörper	20 – 25	CAB, Alkyd	75 – 80	14 – 20
Metallic-Basislack, erhöhter Festkörper	25 – 30	CAB, Acryl	70 – 75	15 – 22
Metallic-Basislack, festkörperreich	30 – 40	Acryl	60 -70	20 – 30
Metallic-Basislack, wasserverd.	16 – 25	Acryl, PE, PU	8 – 18	12 – 18
Perlglanz/Mica-Basislack, lösemittelhaltig	13 – 30	Alkyd, CAB	70 – 87	13 – 20
Perlglanz/Mica-Basislack, wasserverd.	16 – 25	Acryl, PE, PU	8 – 18	13 – 20
Klarlacke				
1-K-Klarlack	40 – 43	Acryl	57 – 60	35 – 50
1-K-Klarlack, erhöhter Festkörper	48 – 50	Acryl	50 52	35 – 50
2-K-Klarlack	56 – 58	PU-IC	42 – 44	40 – 50
2-K-Klarlack, festkörperreich	63 – 65	PU-IC	35 – 37	40 – 50
Klarlack, wasserverd.	42 – 48	Acryl	10 – 15	35 – 50
Pulver-Klarlack	100	Acryl	0	60 – 90
Slurry-Klarlack (PETERS ET AL. 2002)	38		2	35 – 40
Sonstige Beschichtungsstoffe				
Unterbodenschutz	95 – 100	PVC	0 – 5	
Unterbodenschutz	95 – 100	PU-IC	0 – 5	
Innenschutzlack (Koffer-/Motorraum)	60 – 65	PE	35 – 40	
Kontrastlacke	55 – 65	PE	35 – 45	

Abkürzungen:

PE Polyester-Harz, PU-IC Isocyanat-gehärtetes Polyurethan

PU Polyurethan-Harz, CAB Celluloseacetobutyrat

PVC Polyvinylchlorid, ME Melamin-Harz

4.2.2 Emissionen

4.2.2.1 Emissionen in Luft

Wie schon beschrieben bildet die Gruppe der NMVOC's die relevanteste Emissionsquelle bei der Serienlackierung von Automobilen. Diese werden beim Lackauftrag (Lackverdünnung) und der Lacktrocknung freigesetzt (ca. 80 %). Eine weitere wesentliche Emissionsquelle besteht im Einsatz von Lösemitteln zur Reinigung der Applikationsgeräte wie Roboter, Spritzpistolen etc. (ca. 20 %). Aus den Lackierkabinen resultieren ca. 75 bis 90 % der gesamten NMVOC-Emissionen und ca. 10 bis 25 % aus den nachfolgenden Trocknungsprozessen. Nach RENTZ ET AL. (1999) ist die prozentuale Verteilung stark von den verwendeten Applikationsverfahren und somit von den jeweiligen Auftragswirkungsgraden und verwendeten Lösemitteltypen abhängig. Die Abluftreinigung der Trocknerabgase findet weitestgehend mit Hilfe Thermischer Nachverbrennungsanlagen statt (TNV), die mittels erdgasbeheiztem Stützbrenner, bei einer Brennraumtemperatur von 680 bis 740 °C, eine nahezu vollständige Umsetzung der Lösemittel bewirken und ein ausgewogenes Optimum an Gesamtemissionen von Kohlenmonoxid (CO), Stickoxiden (NO_x) sowie Kohlenstoff (C) gewährleisten. Weitere luftseitige Emissionen können Gerüche, die aus der Abfalllagerung und dem Lackkoagulierersystem resultieren, sowie diffuse Emissionen aus den Lackierkabinen darstellen.

4.2.2.2 Abwasser

Der Abwasseranfall in der Automobillackierung resultiert zum größten Teil aus der Karosserie-Vorbehandlung (VBH). Dabei treten im Bereich der Passivierung Chrom (VI)-haltige Abwässer auf, die in nach gelagerten Behandlungsanlagen reduziert werden. Eine Verschleppung von Badchemikalien wird durch eingesetzte Kaskadenspülsysteme weitgehend ausgeschlossen. Zur Reduzierung der Abwassermengen und Inhaltsstoffkonzentrationen stehen z. T. Membrantrennverfahren zur Verfügung (Ultrafiltration, Umkehrosmosen etc.). Im Bereich der Elektrotauchlackierung fällt nur durch Reinigungszyklen anfallendes Abwasser an, sonst ist ebenfalls durch die Verwendung von Ultrafiltrationen eine annähernd abwasserfreie Fahrweise ohne Lackverluste möglich.

Beim Decklackauftrag fallen nach PETERS ET AL. (2002) drei Arten von Lackierabwässern bei der Nassauswaschung von Lackoverspray an:

- Gemisch aus Lack, Wasser und Koaguliermittelresten aus Nassauswaschungen,

- Lack-Wasser-Lösemittelgemisch aus Reinigungsvorgängen der Zerstäubungsgeräte und Lack-versorgungsleitungen sowie
- Lack-Wasser-Gemisch bei der Reinigung von Lackierkabinen.

Zusätzlich sind Abwässer aus der Reinigung von Wärmerädern, der Wärmetauscher der Spritzkabinenabluft und aus dem Bereich der Zuluftbefeuchtung für Spritzkabinen zu behandeln.

4.2.2.3 Abfälle

Folgende Abfälle fallen in den unterschiedlichen Lackierbereichen an:

- Lösemittelabfälle (vor allem Reinigung),
- Lackreste und Altlacke,
- Lackschlämme (Koagulierung),
- Evtl. verbrauchte Adsorptionsmittel (Abluftreinigung),
- Phosphatschlamm (VBH),
- PVC-Abfälle (Unterbodenschutz),
- Filter und Filtermatten und
- Sonstige (Putztücher, Lappen etc.).

Der mengenmäßig größte Abfall wie Lösemittelabfälle, Lackreste und Altlacke sind als besonders überwachungsbedürftige Abfälle zu verwerten bzw. zu beseitigen.

4.2.2.4 Energiebedarf

Nach PIWOWARCZYK (2000) beträgt der Primärenergieverbrauch für den Lackierprozess ca. 20 % des Gesamtbedarfs für die Automobilherstellung (vgl. Abb. 4-10). Eine detaillierte Betrachtung für die einzelnen Produktionsschritte ist jedoch oft nicht möglich, da Zahlen in der benötigten Detaillierungstiefe fehlen oder nur mit einem erhöhten Aufwand generiert werden können.

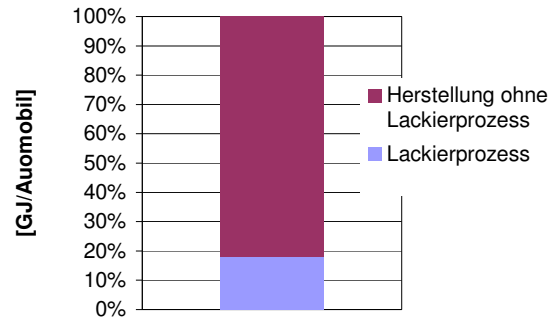


Abb. 4-10: Anteil des Lackierprozesses am Energieverbrauch des Gesamtherstellungsprozess eines Automobils [PIWOWARCZYK, 2000]

4.3 Szenarienentwicklung

Bei den deutschen Automobilherstellern werden unterschiedliche Lackierkonzepte angewandt. Tabelle 19 gibt einen Überblick dieser Lackierkonzepte. Die prozentuale Verteilung der Teilprozesse basiert auf den Herstellzahlen von Fahrzeugen aus dem Jahr 2000 und zeigt, dass die Verwendung von wasserbasiertem Füller (ca. 67 %) und wasserbasiertem Basislack (ca. 88 %) sowie konventionellem Klarlack (ca. 87 %) dominiert (vgl. Tab. 19). Dieser Wasserlackprozess im Bereich Füller- und Basislackapplikation sowie konventionellem Klarlack definiert vor allem auf Grund seiner Verbreitung den derzeitigen *Stand der Technik* (Prozess 4). Innovative Verfahren verwenden lösemittelarme oder lösemittelfreie Klarlacksysteme (Prozess 2 und 3) und z. T. keine Füllerschicht (Prozess 2). Der Prozess 6 verwendet lösemittelhaltigen Füller und wird zusätzlich um eine Reinigung der Kabinenabluft als sekundäre Emissionsminderungsmaßnahme ergänzt. Die Prozesse 8 und 9 stellen ausschließlich konventionelle Verfahren dar, wie sie z. T. auch bei der Herstellung leichter Nutzfahrzeuge verwendet werden. Diese Verfahren beinhalten partiell Abluftreinigungen in den Spritzzonen von Füller, Basis- und Klarlack.

Tab. 19: Einsatz verschiedener Lacksysteme in der PKW-Serienlackierung
in Deutschland im Jahr 2000 [PETERS ET AL., 2002]

Lackierprozess	Füller		Basislack (uni/metallic)		Klarlack		Anteil
	Wasser	Lösemittel	Wasser	Lösemittel	Lösemittel	Lösemittelfrei bzw. -arm	
Prozess mit Innovationsanteil							13
1							
2						Pulverslurry	
3						Pulver	
Wasserlackprozess mit konventionellem Klarlack							60,2
4							
Wasserlackprozess mit konventionellem Klarlack							15,8
5							
6							
7							
Wasserlackprozess mit konventionellem Klarlack							11,1
8							
9							
Anteil [%]	67,2	32,8	87,7	12,3	86,5	13,5	

* Abluftreinigung der Spritzzone

Neben den in Tabelle 19 dargestellten optionalen Lackierverfahren gibt es noch eine Reihe anderer möglicher Verbesserungen. Abbildung 4-11 gibt eine Übersicht möglicher Maßnahmen, die sich u. a. auch auf den Bereich der Vorbehandlung, der Tauchlackierung, des Unterbodenschutzes und der Hohlraumkonservierung beziehen.

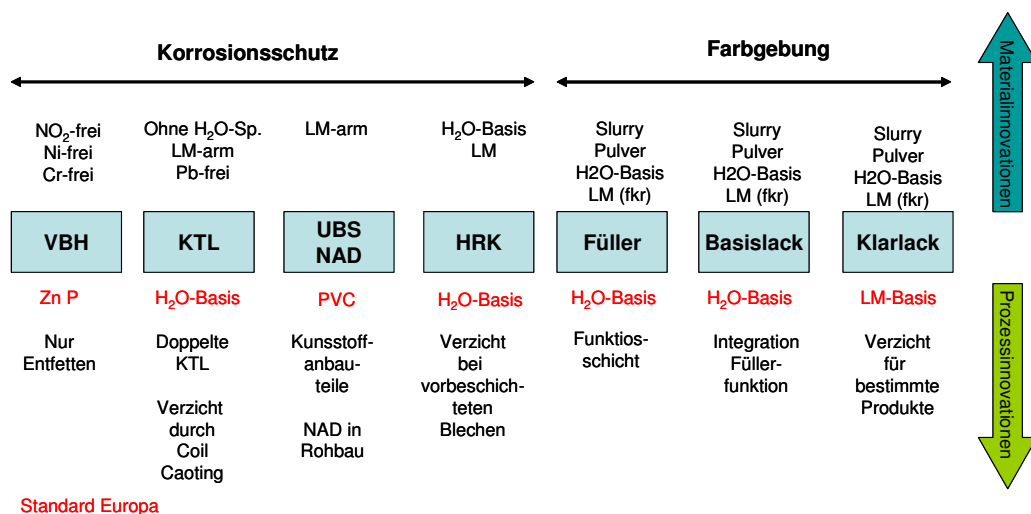


Abb. 4-11: Stand der Lackiertechnik in Europa sowie Material- und Prozessinnovationen
[nach PIWOWARCZYK, 2000]

Der in Tabelle 19 beschriebene Prozess 4 bildet als „relativer“ *Stand der Technik* die Grundlage und somit das Referenzszenario (Standard) des in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Lackiertechnologievergleichs. Der Prozess 2 mit der Verwendung von Pulverslurry (vielfach nur als

Slurry bezeichnet) im Klarlackbereich und dem Entfall der Füllerschicht bildet als Integriertes Lackierkonzept einen Prozess mit hohem Innovationspotential und geringen Emissionen. Dieser Prozess bildet das erste Szenario (Eco) einer möglichen zukünftigen PKW-Serienlackierung ab. Ergänzt wird das Konzept in einem weiteren Szenario (Eco+) durch den Ersatz der PVC-Unterbodenbeschichtung durch eine Polypropylenschale, die in der PKW-Montage angebracht wird. Neben den zwei Konzepten mit Innovationspotential wird noch ein Konzept (Standard+) betrachtet, das Optimierungen u. a. durch den Einsatz von Membrantrennverfahren in der Vorbehandlung etc. beinhaltet (vgl. Abb. 4-11) und als zukunftsnahe möglicher *Stand der Technik* in dieser Arbeit betrachtet wird (vgl. Tabelle 20)²⁰⁵.

Diese Abstufung zwischen Standard- und Standard+-Prozess trägt der unterschiedlichen technischen Ausstattung der sich im Einsatz befindlichen Anlagen Rechnung. Die unterschiedliche Anlagenausstattung gerade im Bereich der Vorbehandlung in den unterschiedlichen Unternehmen und Standorten lässt für diese Varianz eine eindeutige Festlegung des *Standes der Technik* nicht zu. So kann die Spannbreite des Referenzszenarios Standard als auch alle Zwischenabstufungen zum Szenario Standard+ als *Stand der Technik* betrachtet werden.

Die in der vorliegenden Arbeit betrachtete Referenzanlage besitzt als Teilanlage im Bereich der Vorbehandlung nach dem Teilschritt der Passivierung einen nach geschalteten Wassertrockner. In diesem Trockner werden die Karosserien bei einer Objekttemperatur von 80°C vorgetrocknet. Ein Nass-in-Nass-Verfahren zwischen Vorbehandlung und KTL findet nicht statt. Diese Besonderheit wird im Referenzszenario berücksichtigt.

Für die Integrierten Konzepte findet die Bewertung ohne Wassertrockner statt. Der *Stand der Technik* wird auch nach PETERS ET AL. 2002 in unterschiedlicher Ausprägung des Referenzszenarios (Standard) und des optimierten Referenzszenarios (Standard+) bei den jeweiligen Unternehmen der Automobilindustrie betrieben.

²⁰⁵ Die der Szenarienentwicklung zu Grunde liegenden wissenschaftlichen Bewertungen und Abhandlungen sind in Anhang II dargestellt.

Tab. 20: Szenarien zum Vergleich verschiedener Lackiertechnologien

Lackierprozess	Referenzszenario	LM-Gehalt [%]	Szenario 1 (Optimierung Referenzszenario)	Invest	Szenario 2 Integriertes Konzept	Invest	Szenario 3 (Integriertes Konzept+UBS-Schale)	Invest
Vorbehandlung	ZnP, Wassertrockner nach Passivierung		Substitution von Cr, Niedrignickelphosphatierung, Ultrafiltration (Entfettung) , Reduzierung Wassertrocknerleistung	mittel	Umkehrosmose/Nanofiltration (Phosphatierung), Wegfall Wassertrockner	mittel		
Elektr. Tauchlackierung	H ₂ O-Basis, Pb-frei, LM-arm, Ultrafiltration	1-6						
UBS/NAD	PVC						Polypropylen-UBS-Schale	gering
Füller	PU-Füller, wasserverd.	5-12			Wegfall Füller			
Basislack	Perlglanz, wasserverd.	15	Reduzierung Spülmedienverbrauch 5 %		Funktionsschicht (Füller+Basislack)	gering		
Klarlack	2-K-Klarlack, LM-Basis	42-44	Reduzierung Spülmedienverbrauch 5 %		Slurry (LM 2 %)	mittel		
Hohlraumkonservierung	H ₂ O-Basis, LM-arm							
	Referenz-Prozess		"Stand der Technik"		Eco-Prozess		Eco-Prozess +	

Das in Tabelle 20 beschriebene Referenzszenario wurde als Input/Outputbilanz an einer Lackier-Anlage der Volkswagen AG am Standort Wolfsburg mittels Stoffstromanalyse generiert. Auf Grundlage dieses Datensatzes wurde ein Stoffstromnetz in Umberto® aufgebaut und die weiteren Szenarien daraus abgeleitet bzw. modelliert, indem die in Anhang II dokumentierten Literaturinformationen ausgewertet und diese sowohl mit Lackiererei-Betreibern, Zulieferern und Planungsabteilungen abgestimmt wurden.

Für die einzelnen Szenarien wurden jeweils Stoffstromnetze mit den charakterisierenden Parametern entwickelt (vgl. Abb. 4-12), die die Grundlage für die weitere Betrachtung durch die entwickelte Methode bilden.

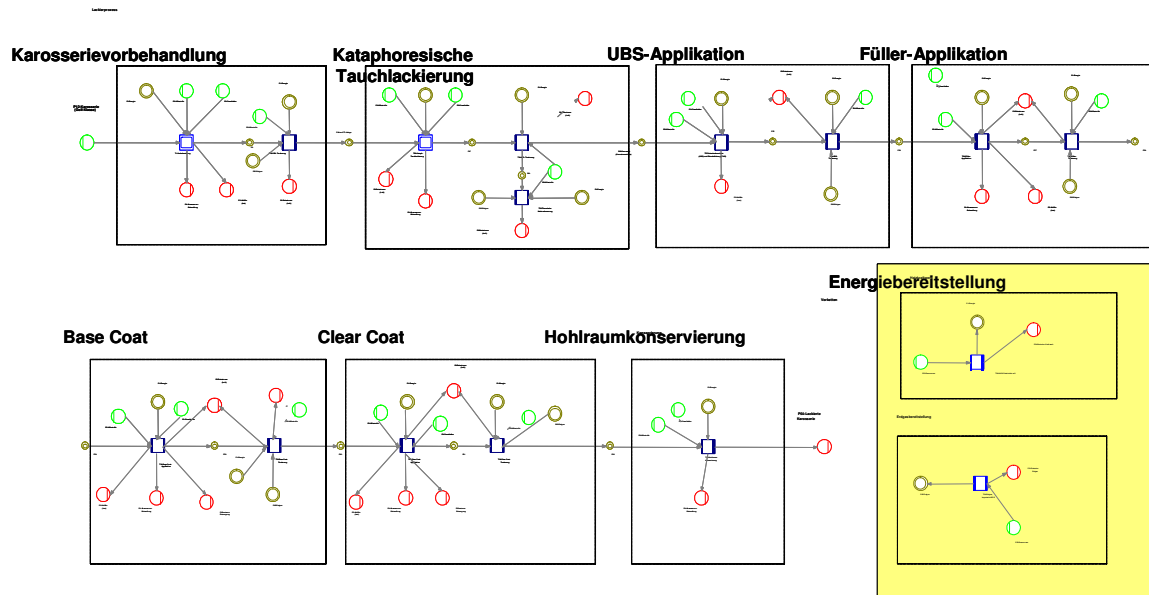


Abb. 4-12: Stoffstromnetz des Standard-Lackierverfahrens

Eine erzeugte Input-/Outputbilanz als „gekoppelte“ Prozessbilanz der bewerteten Szenarien ist in Anhang III dokumentiert.

4.4 Systemgrenze

Die in der Zielsetzung genannte Vorgehensweise der Anfertigung von Prozessbilanzen als Grundlage einer ganzheitlichen Entscheidungsunterstützung erfordert eine Beschränkung des betrachteten Bilanzraums auf Stoffströme, die nur direkt mit den Prozessen der Fahrzeuglackierung zusammenhängen. Dies wiederum bedeutet, dass Vorketten, die z. T. in ökobilanziellen Betrachtungen eine signifikante Rolle spielen, hier nicht berücksichtigt werden und so die Umweltbewertung nur eingeschränkt gilt. Um weiterhin eine stoff- und energieflossorientierte Umweltkostenrechnung durchzuführen, müssen auch in der Prozessbilanz Informationen aus verschiedenen Aggregationsebenen und Herkunftsbereichen. Insofern ist eine „gekoppelte“ Bilanz zu entwickeln, die gleichzeitig Informationen für eine Umweltbewertung liefert und betriebswirtschaftliche Aussagen wie eingesetzte Zubereitungen und deren Handelsnamen mitführt.

Der Schwerpunkt der ökologischen Bewertung liegt auf der Analyse des jeweiligen Lackierprozesses mit dem Ziel, mit diesem verbundene Umweltwirkungen zu erfassen und Optimierungspotentiale zu identifizieren und nach ökonomischen, ökologischen und weiteren wichtigen Kriterien wie Qualität etc. ganzheitlich zu bewerten.

So werden bspw. interne Transportprozesse, indirekte Medien- und Energieverbräuche (z. B. Hallenbeleuchtung, Arbeitskleidung etc.) sowie die Wartung und Herstellung der Produktionsanlagen nicht berücksichtigt. Ebenso bleiben die Vorketten der Betriebs- und Hilfsstoffe sowie der Prozessmaterialien unberücksichtigt.

Wie in Kapitel 2.3.2.5 beschrieben, lässt sich an Hand des Indikators Kumulierter Energieaufwand eine Trendanalyse aufstellen. Da somit der Energieverbrauch als Indikator fungieren kann, werden nur rückverknüpfte Datensätze im Bereich der Energiebereitstellung (elektrische und thermische sowie Erdgasbereitstellung aus Umberto 4.2[®]) berücksichtigt.

Für die Bewertung der im Szenario 3 (Eco+) eingesetzten PP-Unterbodenschale wird nur der verminderte Energieeinsatz innerhalb des Lackierprozesses berücksichtigt, da um Auswirkungen durch die Bauteilverwendung auf die Nutzungsphase von PKW's zu bewerten, der Bilanzrahmen an dieser Stelle um zusätzliche Vorketten (z. B. Verbrauchseinsparung durch Gewichtsreduzierung etc.) erweitert werden müsste und dann eine Vergleichbarkeit der Konzepte auf Prozessebene nicht möglich wäre.

Abbildung 4-13 zeigt den prozessnahen Bilanzrahmen des betrachteten Lackierprozesses. Diese der Farbgebung und dem Korrosionsschutz zuzuführende Karosserie bildet die zu betrachtende Einheit. Es werden Stunden-, Tages- und Jahresverbrauchswerte auf m² normierte Karosserie der Golf-Klasse alloziiert.

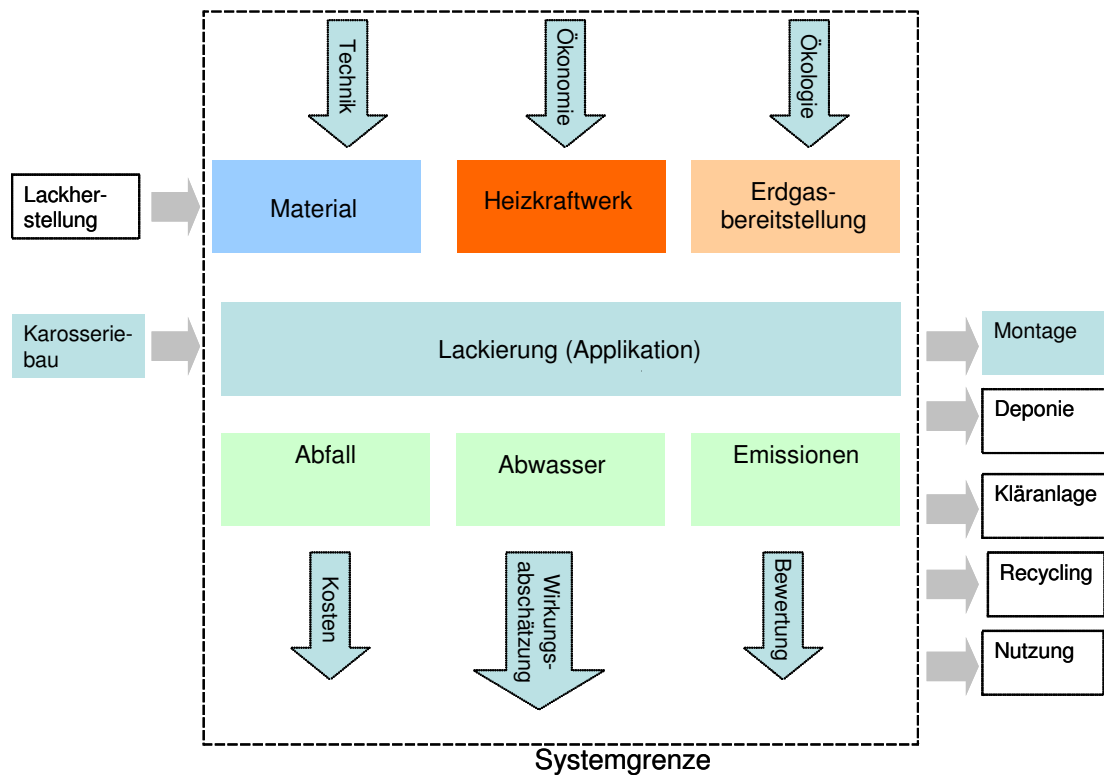


Abb. 4-13: Bilanzrahmen der zu bewertenden Lackierprozesse

Folgende Vorketten werden in der Szenarioanalyse berücksichtigt:

- Energiebereitstellung Heizkraftwerk mit Vorketten (Umberto 4.2[®]):

Die Transition beschreibt die Herstellung von thermischer und elektrischer Energie in einem Steinkohle-Heizkraftwerk mit einer Leistung von 100 MWel inklusive der Vorketten aus Produktion und Transport der Energieträger und Hilfsstoffe. Der Nutzungsgrad elektrisch beträgt 33 % und der Nutzungsgrad thermisch 55 %.

Der Einsatz an fossilen Energieträgern (in kg) wird aus den Energie-Werten (in TJ nach Gemis) und den zugehörigen Heizwerten berechnet. Stoffliche Inputs, wie z. B. "Müll" und Sekundärrohstoffe, werden, aufgrund ihrer geringen Menge, vernachlässigt. Die Menge an Kühlwasser wird vereinfachend auch als Abwassermenge verbucht, da der Verdunstungsanteil unbekannt ist.

Bezugsort ist Deutschland. Die Transition stellt ein größeres Steinkohle-Heizkraftwerk (HKW) mit Entnahme-Kondensations-(EK) Turbine in Deutschland, Staubfeuerung mit Nass-Rauchgasentschwefelungsanlage und SCR-DeNOx²⁰⁶ Anfang der 90er Jahre dar.

²⁰⁶ Selective Catalytic Reduction System of NOx

- Ergasbereitstellung mit Vorketten (Umberto 4.2®):

Die Transition beschreibt die Förderung, die Aufbereitung und den Transport von durchschnittlichem in Deutschland importiertem Erdgas. Der Durchschnitt setzt sich aus dem Importsplit aus Norwegen, den Niederlanden und der GUS zusammen. Der Transport erfolgt bis an die Grenzen von Deutschland. Der Bilanzraum geht vom Erdgas als Rohstoff in der Lagerstätte bis hin zum geförderten und aufbereiteten Erdgas an der deutschen Grenze. Die Förder-, Aufarbeitungs- sowie Transportbedingungen sind in den einzelnen Erdgastransitionen zu den verschiedenen Abbauländern beschrieben.

Die deutsche Erdgasversorgung geht von einem Importanteil von 85 % aus. Dieser setzt sich zusammen aus 45 % GUS, 30 % Niederlande und 25 % Norwegen.

Die Anwendung der entwickelten Methode sowie die erzielten Ergebnisse werden nachfolgend beschrieben.

5. Anwendung der Ganzheitlich Prozessorientierten Bewertungs-Methode

5.1 Ist-Zustand des Standard-Lackierverfahrens

Die Stoffstromanalyse des Standard-Lackierverfahrens (vgl. Kap. 4) erfolgt an Hand der beschriebenen „Gekoppelten Prozessbilanz“ und dient gleichzeitig als Schwachstellenanalyse des Prozesses. Die Basis für die Stoffstromanalyse bildet die Umsetzung mittels Stoffstromnetz (vgl. Abb. 5-1). Die einzelnen Prozesse werden dabei von Transitionsspezifikationen charakterisiert und geben die Verhältnisse der ein- und ausgehenden Stoffströme sowie deren Allokationen wieder²⁰⁷. Die o. g. Stoffstromnetze lassen sich so auf unterschiedlichen Aggregationsebenen aus- und bewerten wie in den folgenden Kapiteln beschrieben wird. Als Beispiel der detaillierten Auswertemöglichkeiten wird in Abbildung 5-1 eine Energieverbrauchsanalyse der Kathodischen Tauchlackierung dargestellt.

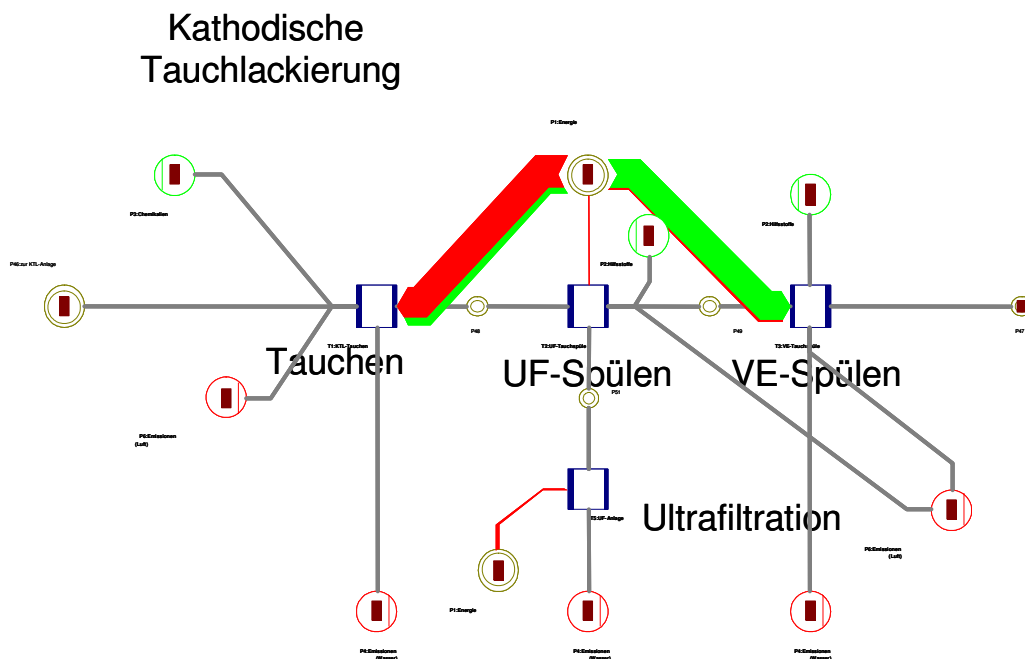


Abb. 5-1: Energieverbrauchsanalyse der Kathodischen Tauchlackierung

²⁰⁷ Zur Beschreibung von Transitionen und Stellen etc. vgl. Anhang I

In Abbildung 5-1 sind der Verbrauch von elektrischer (rot) und thermischer Energie (grün) dargestellt. Die elektrische Energie wird zum überwiegenden Teil im Prozess des Karosserietauchens durch die Elektrophorese (vgl. Kap. 4.2) und Badumwälzung benötigt. Die thermische Energie wird in Form von technischer Wärme zur Badaufheizung verbraucht.

Die identifizierten Material-, Stoff-, Emissions- und Kosteninformationen beziehen sich auf die funktionelle Einheit einer Karosserie der Golfklasse mit einer Oberfläche von ca. 83 m². Abbildung 5-2 gibt einen Überblick signifikanter Input-Größen der zur Betrachtung herangezogenen Referenzanlage²⁰⁸.

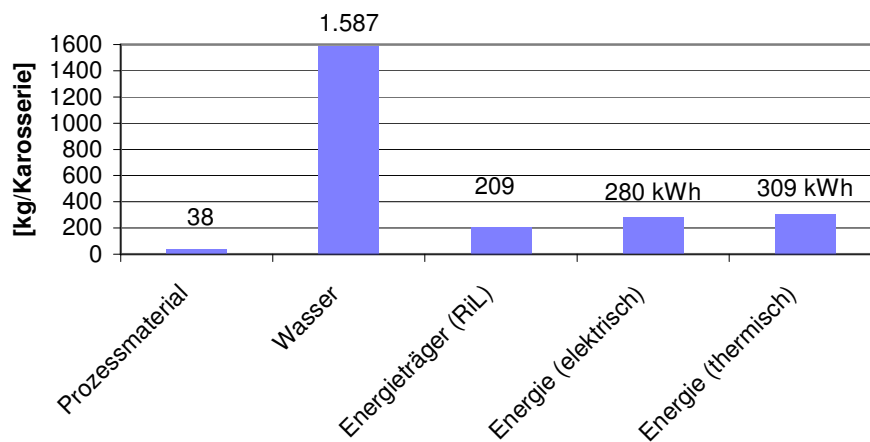


Abb. 5-2: Signifikante Inputparameter des Standard-Lackierverfahrens

Bei der mengenmäßigen Betrachtung nimmt der Wasserverbrauch mit ca. 1,5 m³ pro Karosserie eine Vorrangstellung ein. Daneben sind die Prozessmaterialien ein weiter wichtiger Aspekt, die auf die weitere Kosten- und Umweltbetrachtung Einfluss haben. Die Energieträger bilden zum überwiegenden Teil Erdgas (10 %) und Steinkohle (90 %) als fossile Energieträger. Der Verbrauch an thermischer gegenüber elektrischer Energie ist leicht erhöht, da in den Teilprozessen Entfettung und Phosphatierung der Vorbehandlung Reaktions- bzw. Badtemperaturen zwischen 50 und 60 °C mit dem Einsatz thermischer Energie erreicht werden. Ebenfalls wird thermische Energie im KTL-Bereich zur Badkühlung eingesetzt. Ein weiterer starker Verbrauch ist in der Frischluftkonditionierung des Base Coat und Clear Coat zu sehen, indem Kabinenkonditionen für den Applikationsbereich geschaffen werden müssen.

²⁰⁸ Luft sowie Inputparameter geringer als 0,1 kg sind nicht aufgeführt

Der höhere Anteil im Bereich des Clear Coat ist, trotz der 25 % geringeren Luftzufuhr als im Base Coat, in der Nutzung von Plattenwärmetauschern an der Referenzanlage zu sehen, die eine geringere Effizienz als die im Base Coat verwendeten Wärmeräder zur Frischluftkonditionierung besitzen (vgl. Abb. 5-3).

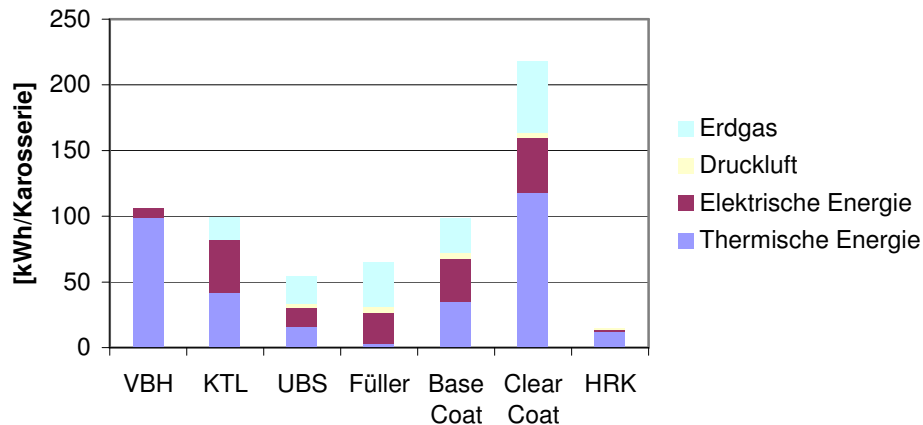


Abb. 5-3: Prozessanteil am Energieverbrauch (Standardverfahren)

Der Verbrauch der elektrischen Energie konzentriert sich auf die eigentlichen Applikationsbereiche zum Betrieb der pneumatischen Lackierroboter sowie der ESTA-Applikation²⁰⁹. Der KTL-Prozess bedarf ebenfalls eines erhöhten elektrischen Energieeinsatzes zur Erzeugung der Spannung für die beschriebene Elektrophorese. Der Erdgaseinsatz ist gekoppelt mit dem Betrieb von Thermischen Nachverbrennungsanlagen (TNV) der jeweiligen Trocknungsprozesse KTL, UBS, Füller, Base Coat und Clear Coat²¹⁰. Der Einsatz von Druckluft findet in der Mengenbetrachtung nur untergeordnete Bedeutung.

Die Verwendung von Prozess-Wasser, die aus de-ionisiertem Wasser, Trinkwasser und Kühlwasser besteht, findet zum überwiegenden Teil in der Vorbehandlung statt. Dieser hohe Verbrauch erklärt sich durch eine starke Verschleppung von Wasser innerhalb der einzelnen Tauchbäder der Vorbehandlung als auch dadurch, dass eine kontinuierliche Spülung der Karosserien nach den Tauchbädern zur Qualitätssicherung notwendig ist. Der KTL-Bereich besitzt durch den Einsatz von Ultrafiltrationsanlagen einen hohen Recyclinganteil und einen geringen Wasserverbrauch von durchschnittlich 0,15 m³ Wasser (9,8 %) pro Karosserie.

²⁰⁹ ESTA: ElektroSTAtisches Auftragsverfahren

²¹⁰ Der Erdgasverbrauch im Bereich KTL wurde geschätzt.

Der Austausch des Umlaufwassers der Lackierkabinen findet für den gesamten Wasserkreislauf des Decklackbereiches innerhalb des Base Coat und Füller statt und wird auf diese beiden Prozesse alloziiert. Insgesamt trägt dieser mit ca. 40 % zum Wasserverbrauch bei (vgl. Abb. 5-4). Der Wasserverbrauch im Heizkraftwerk ist mit ca. 3,8 % nur marginal.

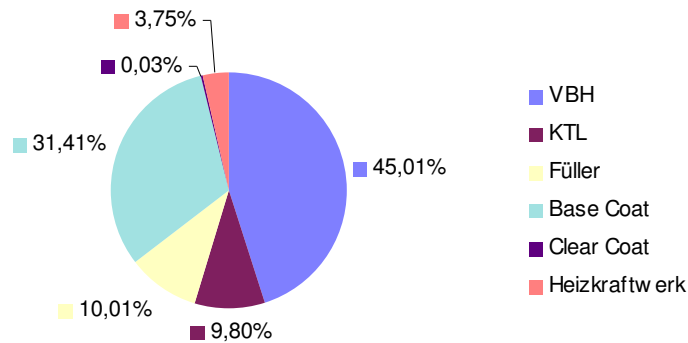


Abb. 5-4: Prozessanteil am Wasserverbrauch (Standardverfahren)

Der Einsatz von Prozessmaterialien setzt sich nach Abbildung 5-5 zu einem großen Anteil (44 %) aus den im UBS-Prozess verwendeten Materialien zusammen. Der KTL-Prozess mit 19 % und der Base Coat mit 12 % sind die beiden größeren Verbrauchsstellen an Prozessmaterial. Alle übrigen Prozesse tragen zwischen 5 und 7 % gleichmäßig zum Materialeinsatz bei (vgl. Abb. 5-5).

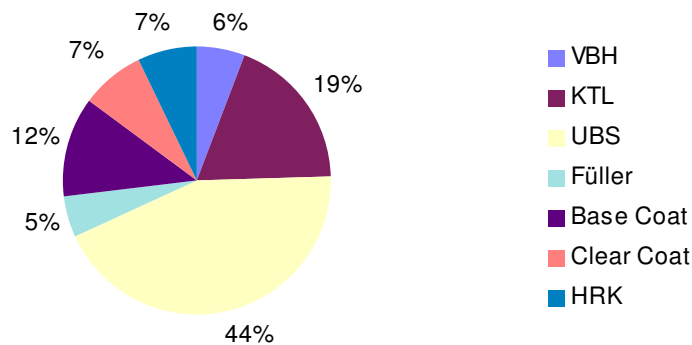


Abb. 5-5: Verbrauch von Prozessmaterial (Standardverfahren)

Die Mengen der signifikanten Outputgrößen gibt Abbildung 5-6 wieder. Dabei lässt sich ein gleichmäßiger Anteil der Abfälle zur Beseitigung (AzB) mit 5,24 kg und der Abfälle zur Verwertung (AzV) mit 5,74 kg pro Karosserie feststellen. Der signifikanteste Parameter stellt die Abgasmenge mit ca. 34 m³ Abluft pro Karosserie dar, da zur Herstellung der Kabinenbedingungen Zuluft benötigt wird, die als erwärmte Abluft den Lackierprozess verlässt. Innerhalb dieser Abluftströme finden sich die NMVOC-Frachten, die aus den Applikationsprozessen resultieren und

bei ca. 1,3 kg pro Karosserie liegen. Die VOC-Frachten von 2,84 kg ergeben sich ausschließlich aus der Erdgasverbrennung der den Trocknungsprozessen nach geschalteten Thermischen Nachverbrennungsanlagen. Die dargestellte Kohlendioxidmenge von ca. 0,4 Tonnen pro Karosserie ergibt sich zum überwiegenden Teil aus der Verbrennung fossiler Energieträger im Heizkraftwerk. Die Abwassermenge ist annähernd gleich groß der Wassereinsatzmenge, die nur um Verdunstungsverluste reduziert ist.

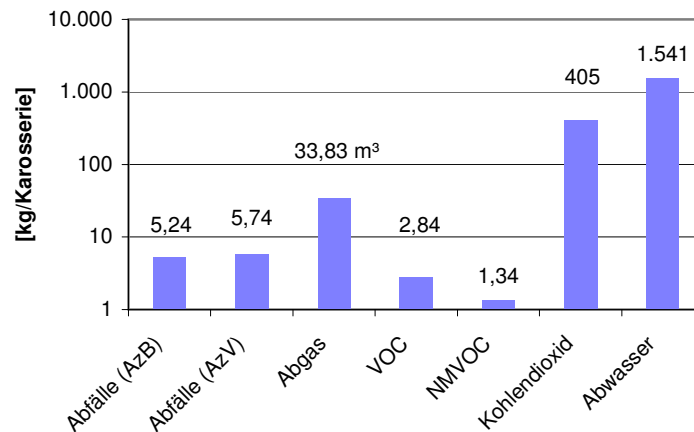


Abb. 5-6: Outputgrößen des Standardverfahrens

Bei der Betrachtung der Abfallzusammensetzung in Abbildung 5-7 wird der Anteil von ca. 6,45 kg Aschen und Schlacken pro Karosserie deutlich, der durch den Kraftwerksprozess entsteht. Innerhalb des Lackierprozesses sind der Base Coat-, Clear Coat- sowie der VBH-Bereich bestimmend. In der Vorbehandlung dominiert der durch Filtrationsprozesse anfallende Phosphatierschlamm und bei den Applikationsbereichen Base Coat und Clear Coat der zu koagulierende Over-Spray.

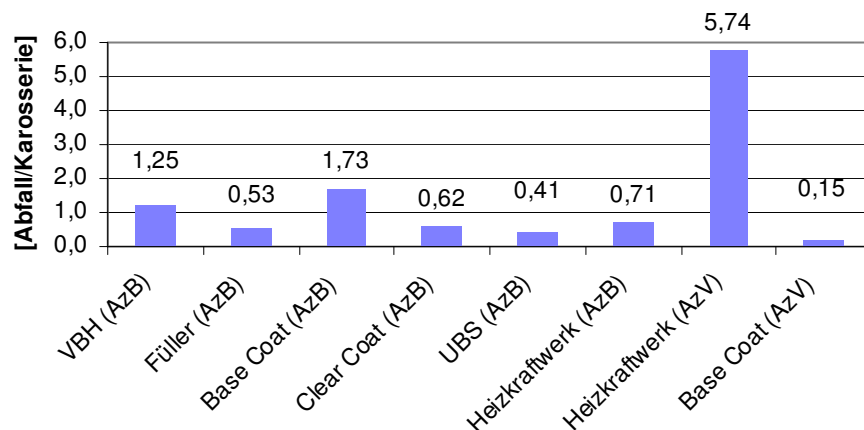


Abb. 5-7: Abfälle im Standardverfahren

5.2 Ergebnisse der ökologischen Bewertung und Methodenvergleich

5.2.1 Anwendung der UBA-Methode 1999

Dieses Bewertungs-System (vgl. Kap. 2.3.2.1) dient dazu, die mit den ermittelten Umweltlasten verbundenen potenziellen Umweltwirkungen abzubilden.

Ausgewählt werden dazu die vom Umweltbundesamt Berlin zur Bewertung in Ökobilanzen betrachteten Wirkungskategorien (UBA 1999)²¹¹:

- Direkte Humantoxizität (PM₁₀-Potential/Krebsrisikopotential),
- Eutrophierung (aquatisch/terrestrisch),
- Photochemische Oxidantienbildung bzw. Sommersmog,
- Ressourcenbeanspruchung,
- Treibhauseffekt,
- Versauerung

sowie der aus der VDI 4600 hervorgehende KEA.

Außer bei der Wirkungskategorie Humantoxizität werden bei der UBA-Methode die Sachbilanz-ergebnisse im Rahmen einer Wirkungsabschätzung in so genannte Indikatorwerte überführt.

Vom IFEU²¹² wurde eine Methode entwickelt, um auch für die Wirkungskategorie Humantoxizität Indikatorwerte zu erhalten. Dazu werden die Sachbilanzergebnisse in Form ihres:

- Krebsrisikopotenzials und
- Feinstaub-Bildungspotenzials (PM₁₀)²¹³ dargestellt.

An dieser Stelle wird nochmals darauf hingewiesen, dass in der nachfolgenden Auswertung das Krebsrisikopotenzial sowie das Feinstaubbildungspotential (PM₁₀) als Kategorien der Humantoxizität aufgeführt werden, aber auf Grund der z. Zt. nicht ausreichenden wissenschaftlichen Absicherung nur als Abschätzung bzw. Näherung dienen können.

²¹¹ Vgl. Bewertung in Ökobilanzen. UMWELTBUNDESAMT (f) Berlin 1999. UBA-Texte 92/99

²¹² Vgl. GIEGRICH ET AL., Gesamtökologischer Vergleich graphischer Papiere. Hauptbericht in UBA-Texte (22/2000)

²¹³ In der Fraktion PM₁₀ sind auch die Feinstaubpartikel PM_{2,5} enthalten, werden aber nach der Methode nicht weiter differenziert

Das Vorgehen zur Berechnung der Indikatorwerte entspricht dabei den Vorgaben nach ISO 14042 und erfolgt in folgenden Schritten:

- Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Wirkungskategorien (Klassifizierung) und
- Charakterisierung der Umweltwirkungspotenziale über Äquivalenzfaktoren mit Bezug auf eine Referenzsubstanz (Charakterisierung).

In einem weiteren Schritt wird der so genannte spezifische Beitrag ermittelt (Normierung). Die Normierung bezeichnet die Berechnung der Größenordnung der Indikatorergebnisse im Verhältnis zu einem Referenzwert. Der Beitrag der durch das untersuchte System verursachten potenziellen Umweltwirkungen kann damit auf bereits existierende Umweltbelastungen bezogen werden.

In der hier angewendeten Methode wird die aktuelle Situation der Umweltbelastung auf dem Territorium der Bundesrepublik Deutschland als Referenzwert herangezogen. Man berechnet dazu, wie groß z. B. das Treibhauspotential ist, das durch die derzeitigen Emissionen in der BRD innerhalb eines Referenzjahres verursacht wird. Das berechnete Treibhauspotential wird durch die Anzahl der Einwohner der BRD dividiert und man erhält so das Treibhauspotential, das im Mittel durch einen Einwohner der BRD verursacht wird. Dieser Wert entspricht also einem Einwohnerdurchschnittswert (EW).

Zu diesem Wert setzt man in einem nachfolgenden Schritt das Treibhauspotential einer bestimmten Untersuchungsoption ins Verhältnis und erhält somit den spezifischen Beitrag der gewählten Option, ausgedrückt als eine bestimmte Anzahl von Einwohnerdurchschnittswerten. Die EW sind also nichts anderes als eine Bezugsgröße, um die verschiedenen Indikatorergebnisse in vergleichbare Einheiten zu überführen und die Relevanz des Beitrags einer Untersuchungsoption zu den betrachteten Umweltwirkungen zu veranschaulichen.

Abbildung 5-8 gibt die betrachteten Wirkungskategorien in Einwohnerdurchschnittswerten wieder.

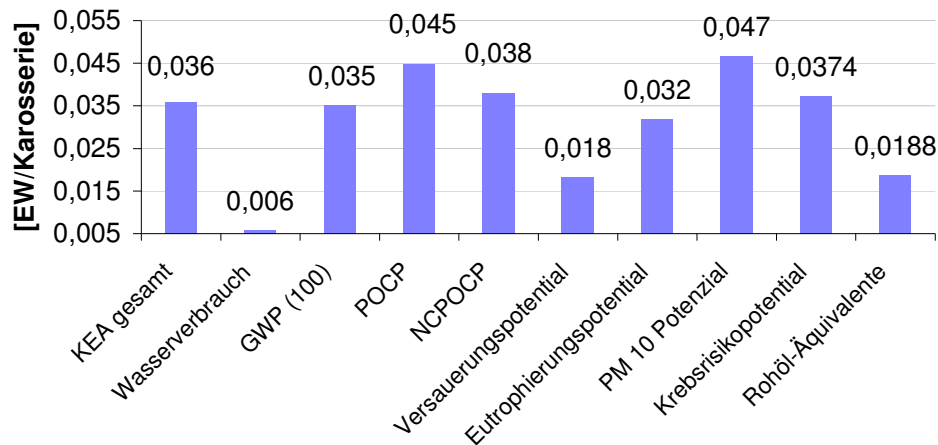


Abb. 5-8: Umweltwirkungen des Standard-Lackierverfahrens in Einwohnerdurchschnittswerten nach UBA-Methode

Die Lackierung von PKW's im Standardverfahren stuft nach der UBA-Methode 1999 die Wirkungskategorien Kumulierter Energieaufwand, Treibhauspotentials, Photooxidantienbildung, Eutrophierungspotential sowie die Bildung von Feinstaubpartikeln (PM₁₀) und Krebsrisikopotential in Relation zu Wasserverbrauch und Versauerungspotential als hoch ein. Der Wert für die Photooxidantienbildung (POCP) reduziert sich durch die Korrektur der NO_x-Anteile (NCPOCP) um ca. 16 %. Der Lackierprozess wird sowohl durch den Energieeinsatz und deren Emissionen durch Steinkohleverfeuerung im Heizkraftwerk als auch durch die während des Prozesses emittierten Stoffe charakterisiert. Die Verwendung der fossilen Energieträger Erdgas und Steinkohle bedeutet eine Dominanz des KEA fossil (99,98 %). Aus diesem Verbrauch fossiler Energieträger leitet sich das hohe Treibhauspotential ab. Eine Übersicht der zur Photooxidantienbildung beitragenden Substanzen gibt Abbildung 5-9, wobei der größte Beitrag zur Oxidantienbildung aus den eingesetzten Lösemitteln der Ethanol- und Benzolgruppen innerhalb des Lackierprozesses resultiert.

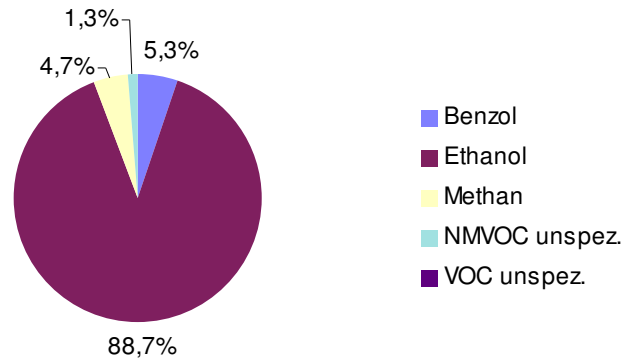


Abb. 5-9: Beiträge einzelner Stoffe zur Photooxidantienbildung nach UBA-Methode

Dieser Lösemiteleaseinsatz führt zu einem signifikanten Umwelteinfluss und ist auch in der Bewertung der Integrierten Lackiertechnologie von zentraler Bedeutung. Für die Photooxidantienbildung sind nach Abbildung 5-10 hauptsächlich die Prozessschritte Base Coat und Clear Coat verantwortlich sowie abgeschwächt die Energiebereitstellung durch das Heizkraftwerk.

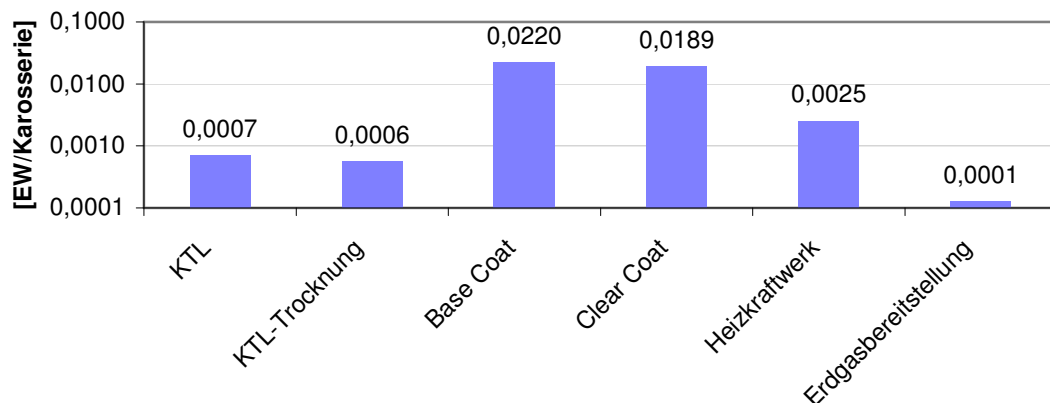


Abb. 5-10: Beitrag der Lackier-Teilprozesse zur Photooxidantienbildung (Standardverfahren) nach UBA-Methode

Die Stoffe, die zum Eutrophierungspotential beitragen sind in Abbildung 5-11 dargestellt.

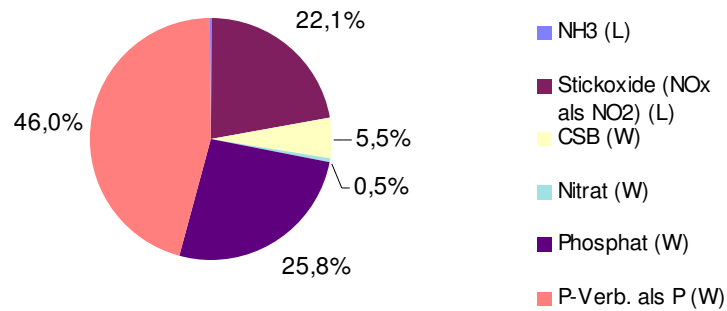


Abb. 5-11: Beiträge einzelner Stoffe zum Eutrophierungspotential (Standardverfahren) nach UBA-Methode

Dabei wird deutlich, dass die Belastung stärker über den Wasserpfad als über den Luftpfad zur Eutrophierung beiträgt. Die Nährstoffeinträge führen zu einem überwiegenden aquatischen Eutrophierungspotential (70 %) gegenüber dem terrestrischen Eutrophierungspotential (30 %) und werden durch die Anwesenheit der Phosphate und übrigen P-Verbindungen bestimmt. Die für den Nährstoffeintrag verantwortlichen Prozesse beschreibt Abbildung 5-12.

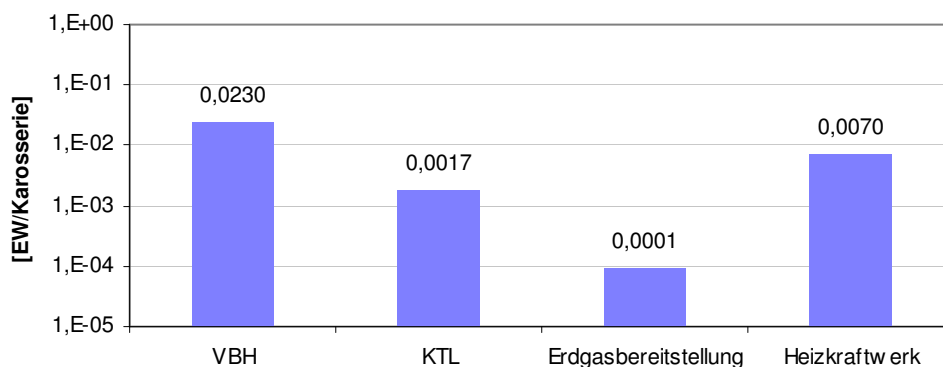


Abb. 5-12: Anteil der Lackier-Teilprozesse an der Eutrophierung (Standardverfahren) nach UBA-Methode

Die für den Nährstoffeintrag verantwortlichen Prozesse stellen die Bereiche Vorbehandlung und Kathodische Tauchlackierung dar, die durch die Emission organischer Frachten in der Vorbehandlung als Phosphate und in der KTL als Organika im Flüssiglack charakterisiert werden. Auch die in der Vorkette des Heizkraftwerkes resultierenden Emissionen haben einen relativ großen Einfluss auf den Nährstoffeintrag sind aber um 70 % geringer als die Emissionen der Vorbehandlung.

Die Feinstaub-Bildungsfähigkeit (PM₁₀) resultiert zu einem Großteil aus der Schwebstaub- und Stickoxidfracht der Energieerzeugung durch das Heizkraftwerk. Zu einem geringeren Teil sind auch die Schwefeldioxid-Emissionen an der Feinstaubbildung beteiligt (vgl. Abb. 5-13).

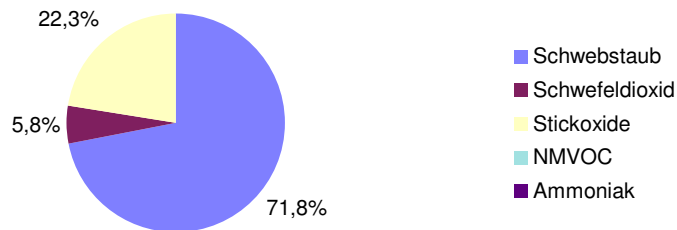


Abb. 5-13: Stoffbeitrag zum PM₁₀-Bildungspotential nach UBA-Methode

Die signifikanten Umwelteinflüsse, die aus den unterschiedlichen Teilprozessen resultieren, gibt Abbildung 5-14 in der charakterisierenden Äquivalentverteilung wieder.

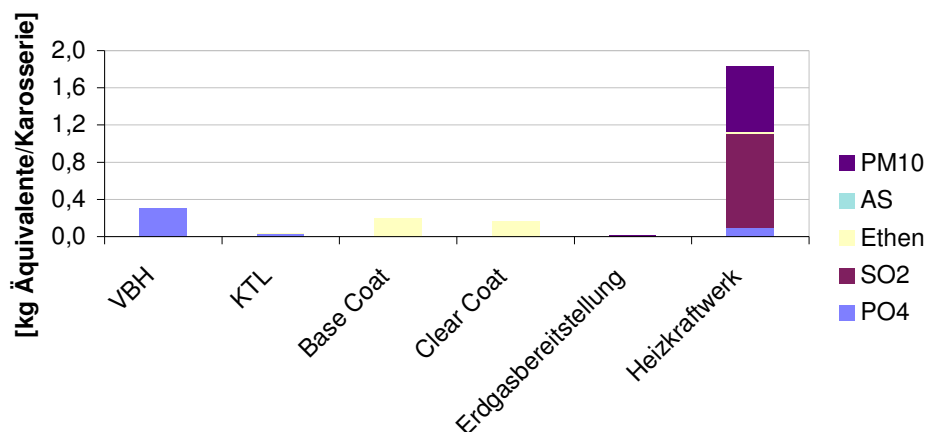


Abb. 5-14: Umwelteinfluss der Teilprozesse im Lackier-Standardverfahren nach UBA-Methode

Die Energiebereitstellung durch das mit Steinkohle betriebene Heizkraftwerk ist nach der UBA-Methode in den Wirkungskategorien Humantoxizität mit einer hohen Feinstaubemission (PM₁₀-Äq.) und Versauerung (SO₂-Äq.) bedeutend. Für die Photooxidantienbildung (Ethen-Äq.) sind die durch starken Lösemiteleinsatz geprägten Prozesse Base Coat und Clear Coat entscheidend. Die Eutrophierung (PO₄-Äq.) wird hauptsächlich durch die Emissionen aus dem Vorbehandlungsbereich des Lackierprozesses geprägt.

Die Ausbildung des Krebsrisikopotentials (As-Äq.) ist dagegen nicht relevant.

Die Gesamtbewertung nach der Normierung in Einwohnerdurchschnittswerte ergibt die in Abbildung 5-15 dargestellte Rangfolge der Umweltinanspruchnahme der beteiligten Prozesse. Dabei wird die Bedeutung der Energiebereitstellung für den Lackierprozess als eigentliche Vorkette herausgestellt. Die Rangfolge für den Lackierprozess wird durch die beiden Lackauftragsverfahren Base Coat und Clear Coat sowie durch die Vorbehandlung dominiert. Die Prozesse KTL und Erdgasbereitstellung sowie die hier nicht aufgeführten Teilprozesse haben dagegen nur eine untergeordnete Signifikanz (vgl. Abb. 5-15).

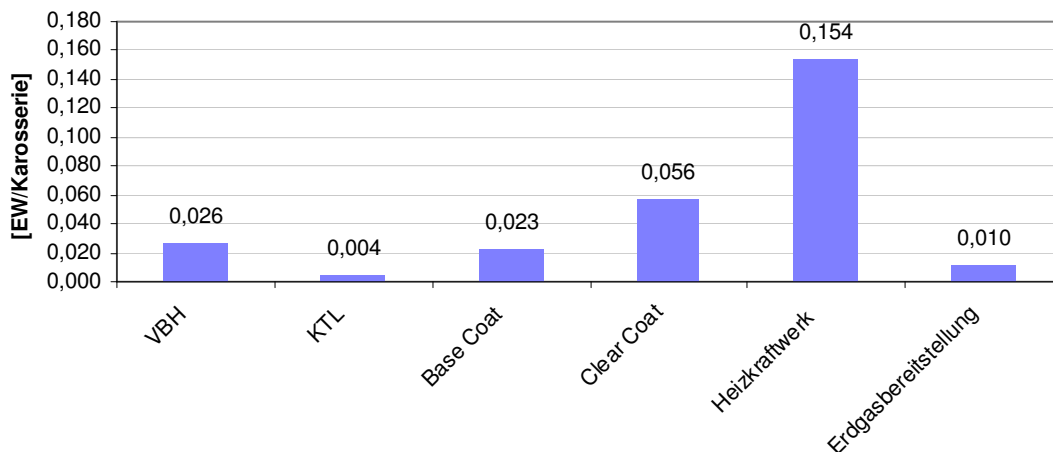


Abb. 5-15: Rangfolge der Umweltinanspruchnahme durch Teilprozesse nach Normierung der UBA-Methode

5.2.2 Anwendung des BUWAL-Verfahrens 1997

Bei dem o. g. Verfahren werden nach Kapitel 2.3.2.3 die Sachbilanzinformationen mit Ökofaktoren multipliziert und in Abhängigkeit vom aktuellem und kritischem Fluss Ökopunkte als Umweltbelastungspunkte (UBP) gebildet. Für das Standard-Lackierverfahren ergibt sich in der Zusammenfassung eine vorrangige Belastung der Luft und der Oberflächengewässer sowie ein geringerer Einfluss durch Ressourcenverbrauch. Die Belastung des Bodens ist kaum von Bedeutung (vgl. Abb. 5-16). Insgesamt werden dem Lackier-Standardverfahren 484.650 Umweltbelastungspunkte (UBP) zugeordnet.

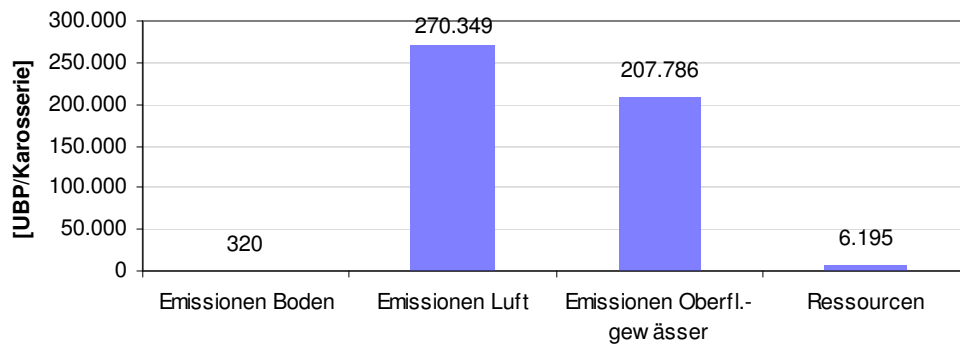


Abb. 5-16: Umweltbelastung nach BUWAL-Methode

Die Emissionen in Luft werden nach Abbildung 5-17 zu einem großen Teil von Stickoxid-, NMVOC- und Kohlendioxidemissionen bestimmt (ca. 64 %). Die Feinstaub- und Schwefeldioxidemissionen sind an der Luftbelastung mit ca. 11 und 9 % beteiligt.

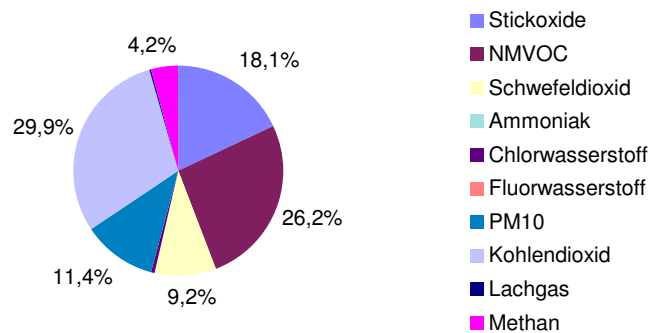


Abb. 5-17: Luftbelastende Emissionen nach BUWAL-Methode

Die Belastung der Oberflächengewässer wird im Gegensatz zur Luftbelastung nach der BUWAL-Methode zum überwiegenden Teil (ca. 97 %) durch die Phosphatfrachten der Vorbehandlung erzeugt (vgl. Abb. 5-18). Ebenfalls trägt die CSB-Fracht wenn auch auf untergeordneter Ebene zur Gewässerbelastung bei.

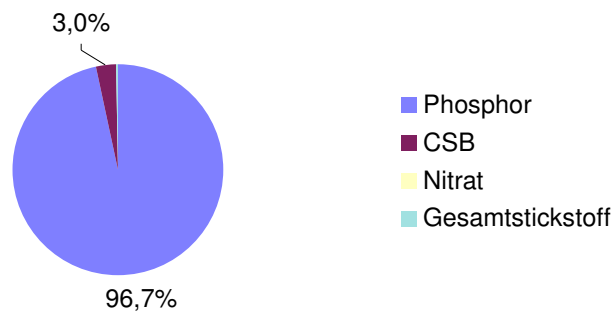


Abb. 5-18: Oberflächengewässer belastende Emissionen nach BUWAL-Methode

Die hauptsächlichen Emittenten sind in den Kraftwerksprozessen (ca. 73 %) und dem Base Coat- (ca. 13 %) als auch dem Clear Coat-Bereich (ca. 10 %) zu sehen (vgl. Abb. 5-19). Dabei sind die oben gezeigten Emissionen der Stickoxide und des Kohlendioxids eindeutig den Kraftwerksprozessen zuweisbar. Die restlichen Teilprozesse tragen nur in geringerem Maße zur Luftbelastung bei.

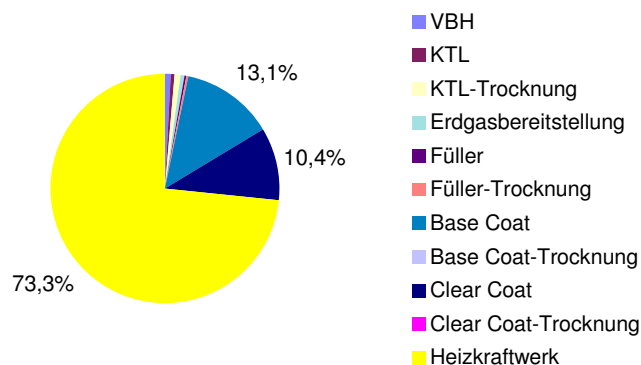


Abb. 5-19: Emissionen in Luft durch Teilprozesse des Standardverfahrens nach der BUWAL-Methode

Die Belastung des Mediums Luft wird vorrangig durch die NMVOC-Emissionen charakterisiert. Abbildung 5-20 stellt die Bedeutung der Lack-Applikationsverfahren Base Coat und Clear Coat heraus. Die NMVOC-Emissionen treten hauptsächlich in diesen Bereichen auf.

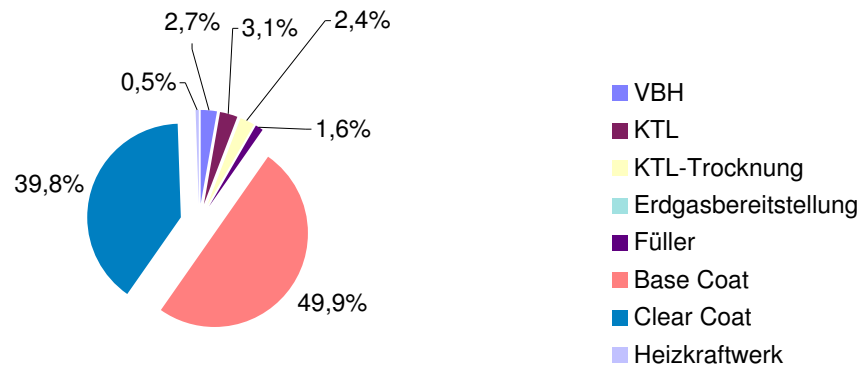


Abb. 5-20: Herkunftsbereiche der NMVOC-Emissionen nach BUWAL-Methode

Zusammenfassend ergibt sich nach der BUWAL-Methode eine anteilige Bewertung der einzelnen Prozessschritte, die in Abbildung 5-21 dargestellt wird.

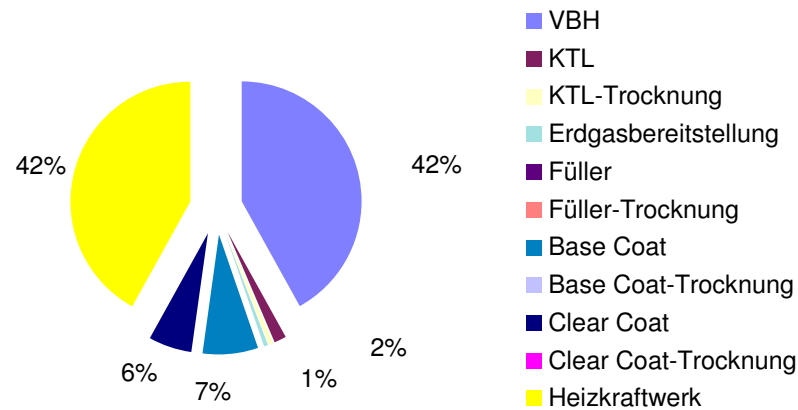


Abb. 5-21: Aus Teilprozessen resultierende Umweltbelastung nach BUWAL-Methode

Die nach der BUWAL-Methode ermittelten Hauptprozesse der Umweltbelastung stellen der Vorbehandlungsbereich mit seiner hohen Phosphatbelastung der Abwässer und das Heizkraftwerk, das u. a. Stickoxid und Kohlendioxid emittiert, dar.

Der Base Coat- und der Clear Coat-Bereich trägt mit 6 und 7 % nur vermindert zur Umweltbelastung bei. Erdgasbereitstellung und KTL sind mit 1 und 2 % der Umweltbelastungspunkte beteiligt.

Abbildung 5-22 gibt einen Überblick über die Umweltbelastungspunkte nach Wirkungskategorien in „Analogie“ zur UBA-Methode, um einen Rangfolgevergleich der Wirkungskategorien zu ermöglichen. Dabei werden die Wirkungskategorien auf die dargestellten Kategorien aggregiert.

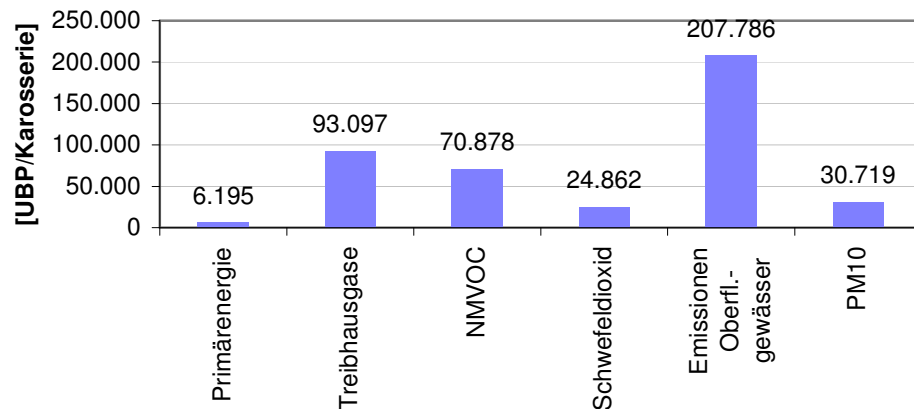


Abb. 5-22: Wirkungskategorien der BUWAL-Methode in Analogie zur UBA-Methode

Der Vergleich der Umweltbelastungspunkte auf die einzelnen aggregierten Wirkungskategorien zeigt eine hohe Bewertung der Emissionen in Oberflächengewässer mit 207.786 UB. Dies bestätigt die o. g. Überbewertung der Wasseremissionen und kann z. T. auf die methodische Abhängigkeit von schweizerischen Werten zurückgeführt werden. Auf einem weitaus niedrigeren Niveau sind die Treibhausgase, die NMVOC-Emissionen, die PM₁₀-Äquivalente sowie die Schwefeldioxidemissionen zu finden. Dem Ressourcenverbrauch in Form der Primärenergie wird eine geringe Bedeutung zugewiesen.

5.2.3 Anwendung des ECO-Indicator 99

Die in Kapitel 2.3.2.4 beschriebene Schadenfunktions-Methode Eco-Indicator 99 weist dem Bereich des Schutzgutes *Human Health* eine herausragende Bedeutung von ca. 13 Punkten zu (vgl. Abb. 5-23). Das sind ca. 78 % der gesamten Umweltbelastung. Das Schutzgut *Resources* besitzt mit 3,26 Punkten nur eine untergeordnete Rolle und wird vom Steinkohle- und Erdgaseinsatz dominiert.

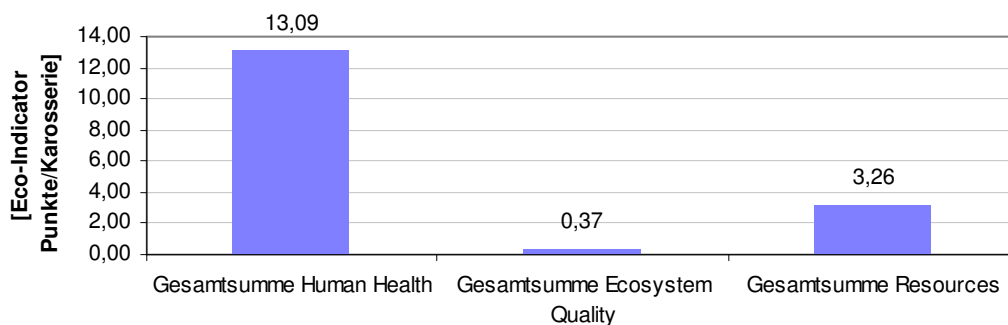


Abb. 5-23: Umweltbelastung des Standardverfahrens nach Eco-Indicator 99

Das Schutzgut *Human Health* hat eine Priorisierung in der wasserbezogenen karzinogenen Wirkung (79,4 %). Die Wirkungen auf Atemwege durch anorganische Stoffe bewegen sich dagegen bei 18 % und für die Klimaveränderung bei 2,4 %. Die Wirkungskategorien luftseitige karzinogene Wirkungen und Wirkungen auf Atemwege durch organische Stoffe leisten mit weniger als 1 % nur einen untergeordneten Beitrag (vgl. Abb. 5-24).

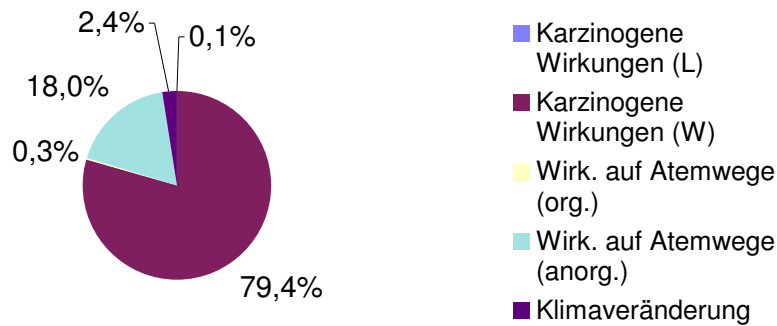


Abb. 5-24: Wirkungskategorien innerhalb des Schutzgutes Human Health nach Eco-Indicator 99

Die organischen und anorganischen Stoffe, die als Beitrag zur Belastung des Schutzgutes *Human Health* von Bedeutung sind, gibt Abbildung 5-25 wieder. Die anorganischen Stickoxid- und Schwefeldioxidemissionen sowie in geringer Bedeutung Ammoniak sind mit den meisten Punkten bewertet. Dies belegt wiederum, wie auch in den anderen Methoden, einen großen Einfluss der Kraftwerksemissionen. Unter den organischen Stoffen ist Ethanol und Benzol von Bedeutung, die wiederum den Decklack-Applikationsprozess als signifikant ausweisen.

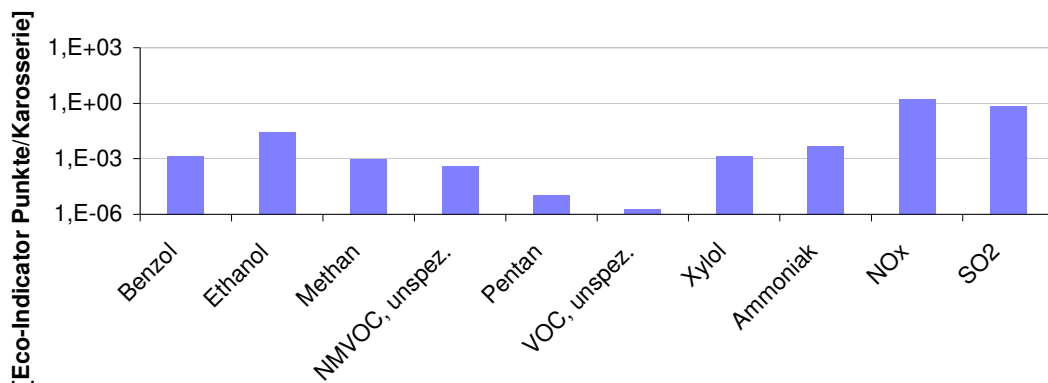


Abb. 5-25: Beitrag organischer und anorganischer Schadstoffe zum Schutzgut Human Health nach Eco-Indicator 99

Innerhalb des Schutzgutes *Ecosystem Quality* bildet das Versauerungspotential mit rund 99 % den Hauptanteil. Stickoxid trägt mit ca. 89 % zur Hauptbelastung gefolgt von Schwefeldioxid mit rund 10 % bei (vgl. Abb. 5-26). Ammoniak spielt bei der Versauerung nur eine untergeordnete Rolle.

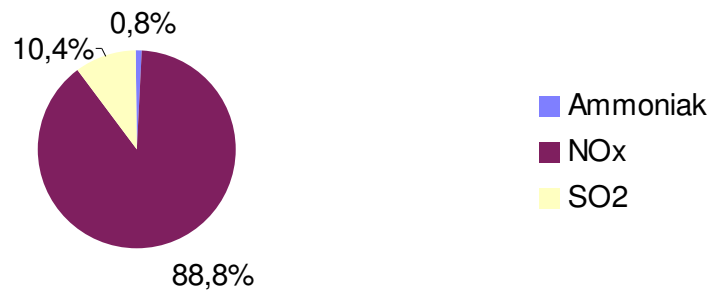


Abb. 5-26: Versauerungspotential durch das Standardverfahren nach Eco-Indicator 99

Beim Schutzgut *Resources* findet eine Berücksichtigung der Rohstoffe in Lagerstätte statt. Die vorrangige Bedeutung des fossilen Energieträgers Erdgas mit 66 % wird in Abbildung 5-27 deutlich. Obwohl Erdgas mengenmäßig hinter dem Steinkohleeinsatz zurücksteht, wird im Bewertungsverfahren dem Erdgas eine größere Wirkung zugeordnet. Erdöl kommt als Ressourcenverbrauch nur mit 0,3 % zum Tragen.

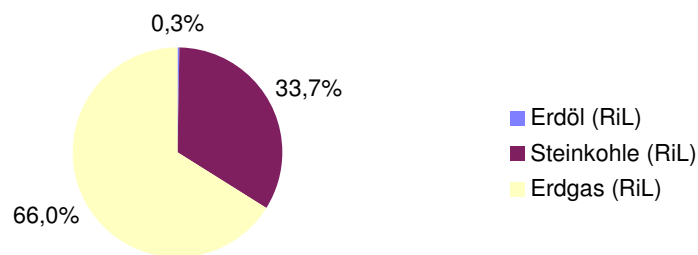


Abb. 5-27: Ressourcenbeanspruchung durch das Standardverfahren nach Eco-Indicator 99

Die Bewertung der Teilprozesse des Standardverfahren durch den Eco-Indicator 99 stellt nach Abbildung 5-28 die Vorbehandlung in der Gesamtbetrachtung mit ca. 10 Eco-Punkten in den Vordergrund. Wie in der vorangegangenen Beschreibung der einzelnen Wirkungskategorien erkennbar war, gehören die Prozesse Heizkraftwerk mit ca. 4 und Erdgasbereitstellung mit ca. 2 Eco-Punkten weiterhin zu den bedeutsamen Ursachen für die Umweltbelastung. Die Prozesse

Base Coat und Clear Coat deuten auf niedriger Skala zwar eine gewisse Bedeutung an, sind aber mit den o. g. Prozessanteilen nicht vergleichbar.

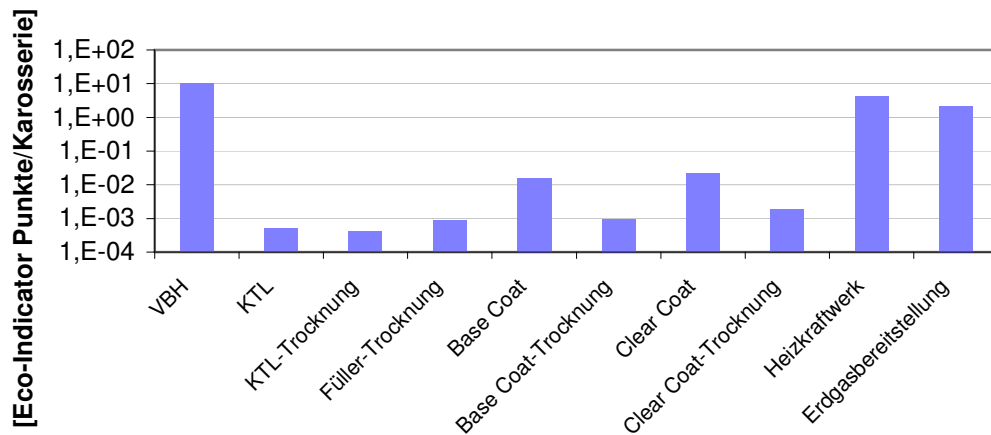


Abb. 5-28: Umweltbelastung aus Teilprozessen des Standardverfahrens nach Eco-Indicator 99

In Abbildung 5-29 sind die identifizierten Prozesse Vorbehandlung, Heizkraftwerk und Erdgasbereitstellung detailliert nach Bedeutung für das jeweilige Schutzgut beschrieben. Die Vorbehandlung ist, wie oben gezeigt, verantwortlich für die Emissionen der Belastung des Schutzgutes *Human Health*. Die Kraftwerksemissionen führen ebenfalls zu einer starken Inanspruchnahme des Schutzgutes *Human Health*, sind aber auch bei den *Resources* beteiligt. Für die Belastung des Schutzgutes *Ecosystem Quality* ist nur eine geringe Bedeutung der Kraftwerksemissionen erkennbar. Der Prozess der Erdgasbereitstellung führt zu einer relativ geringen Ressourceninanspruchnahme.

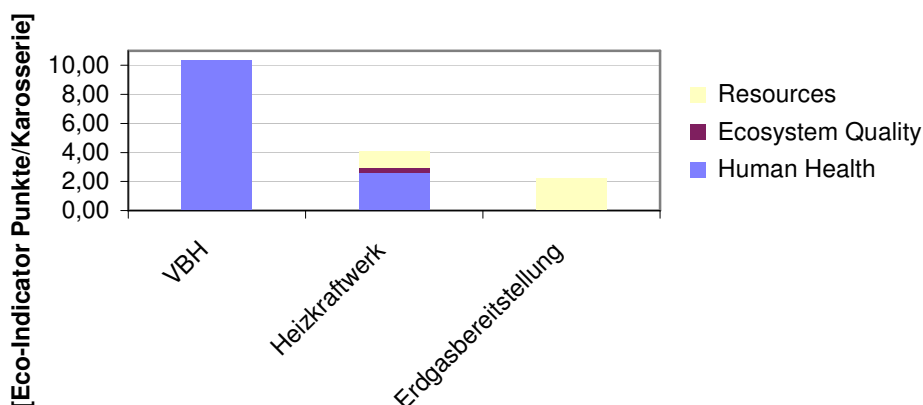


Abb. 5-29: Belastung der Schutzgüter durch die Teilprozesse Vorbehandlung, Heizkraftwerk und Erdgasbereitstellung nach Eco-Indicator 99

5.2.4 Methodenvergleich der Umweltbewertung und Sensitivitätsanalyse

Die beschriebenen Methoden zur Bewertung von Umweltauswirkungen werden i. d. R. für die Durchführung der Wirkungsabschätzung in Produktökobilanzen nach ISO 14040 verwendet. Für die in dieser Arbeit zu bewertende Prozessbilanz in Anlehnung an eine Sachbilanz werden die Bewertungsmethoden unter Berücksichtigung der Beschränkungen durch die Wahl der Systemgrenze in Kapitel 4.4 angewendet.

Die Bestimmung der „besten Methode“ für die Bewertung von Prozessbilanzen unterliegt somit, wie die Diskussion innerhalb der Ökobilanzierung zeigt, einer weiten Spannbreite von Möglichkeiten und damit nicht selten Differenzen bei der Herbeiführung klarer Entscheidungslagen. So ist nach HOFSTETTER UND TIETJE (1998) z. B. eine hohe Varianz der Ergebnisse zu erzielen, wenn zwischen der Eingabe von Summen- oder Einzelparametern gewichtet wird, z. B. organische Emissionen im Summenparameter wie NMVOC zusammen gefasst werden und so zu einer Erhöhung der Eco-Indicator-Punkte führen können²¹⁴.

Die Frage nach „der“ Bewertungsmethode kann auf Grund der unterschiedlichen Schwerpunktsetzung in den einzelnen Methoden und der teilweisen Unvergleichbarkeit und fehlenden Transparenz durch Single- (Eco-Indicator 99, BUWAL 97) und Multiscoreansätze (UBA) nicht beantwortet werden²¹⁵. Vielmehr ist die Frage zu beantworten, in welcher Form vereinfachte so genannte „simplified“ LCA und Bewertungsmethoden entwickelt werden können, die ohne übermäßigen Aufwand durchgeführt werden können und trotzdem belastbare Ergebnisse liefern²¹⁶.

Mit diesem Hintergrund und den damit einhergehenden Einschränkungen wird ein Ranking der Teilprozesse für jede Bewertungsmethode durchgeführt. Die Bewertung in den einzelnen Wirkungskategorien lässt somit eine stoff- bzw. energiebasierende Über- oder Unterbewertung von Teilprozessen erkennbar werden (vgl. Tab. 21).

²¹⁴ Vgl. HOFSTETTER & TIETJE, S. 5 (1998)

²¹⁵ Vgl. DREYER ET AL. (2003)

²¹⁶ Vgl. HOCHSCHORNER & FINNVEDEN (2003)

Tab. 21: Gesamt-Ranking der Teilprozesse der Bewertungsmethoden UBA, BUWAL 97 und Eco-Indicator 99

	UBA	BUWAL 97	Eco-Indicator 99
1	HKW	VBH	VBH
2	CC	HKW	HKW
3	VBH	BC	Erdgasbereitstellung
4	BC	CC	CC
5	KTL	KTL	BC
6	Erdgasbereitstellung	Erdgasbereitstellung	KTL

Beim Ranking wird die Bedeutung der wasserseitigen Emissionen innerhalb der BUWAL 97 Methode und des Eco-Indicator 99 deutlich. Die Vorbehandlung als Emittent von Phosphaten sowie hohem CSB und somit hohem potentiell Eutrophierungspotential wird sehr stark gewichtet. So wird die Vorbehandlung mit 10,39 Punkten nach Eco-Indicator 99 bewertet, die nachfolgenden Prozesse Heizkraftwerk und Energiebereitstellung dagegen mit einem sehr viel niedrigerem Niveau von 4,11 und 2,17 eingestuft (vgl. Abb. 5-29). Weiterhin wird die Emission in das Medium Wasser dem Schutzgut *Human Health* auf Grund der karzinogenen Wirkungen in Wasser zugewiesen. Auch die BUWAL 97-Methode führt zu einer Überbewertung der Emissionen in Oberflächengewässer mit ca. 207.000 Umweltbelastungspunkten in annähernd gleicher Höhe wie das Heizkraftwerk mit ca. 270.000 Umweltbelastungspunkten. Die übrigen Prozesse liegen ebenfalls auf einem deutlich niedrigerem Niveau der Umweltbelastung (vgl. Abb. 5-21).

Dieser Kontext führt in beiden Methoden zu einer Überbewertung der wasserseitigen Emissionen und vernachlässigt die Wirkungen durch luftseitige Emissionen im Lackierprozess und im Heizkraftwerk. Ebenfalls ist eine detaillierte Darstellung der Wirkungen in den unterschiedlichen Wirkungskategorien nur schwer erreichbar, da aus den Schutzgütern *Human Health*, *Ecosystem Quality* und *Resources* beim Eco-Indicator 99 und den boden-, luft- und gewässerbezogenen Emissionen sowie Ressourcen der BUWAL 97-Methode, die in der vorliegenden Arbeit nach SETAC 1993 orientierten Wirkungskategorien (z. B. Eutrophierungspotential) erst in Analogie erstellt werden müssen oder z. T. nicht erstellt werden können.

Die UBA-Methode bewertet den Prozess Heizkraftwerk mit 0,154 Einwohnerdurchschnittswerten an Rang 1 (vgl. Abb. 5-15). An Rang 2 befindet sich der Clear Coat-Prozess, der mit 0,056 Einwohnerdurchschnittswerten deutlich über den Prozessen Vorbehandlung, Base Coat und Erdgasbereitstellung liegt. Die besondere Bedeutung des Energieverbrauchs und die Emission

von Lösemitteln kann durch die differenzierte Errechnung und Ausweisung von Wirkungskategorien nachvollziehbar und deutlich gemacht werden.

Tabelle 22 zeigt nach Analogiebildung die teilweise Unvergleichbarkeit in Bezug auf Wirkungskategoriebildung und die unterschiedliche Rangfolge der jeweiligen Wirkungskategorien in den unterschiedlichen Bewertungsmethoden.

Tab. 22: Vergleich der Bewertungsmethoden an Hand der Rangfolge von Wirkungskategorien

Wirkungskategorien	UBA	BUWAL	ECO
PM ₁₀	1	5	n.a.
POCP	2	3	n.a.
Toxizität	3	6	1
KEA	4	n.a.	n.a.
Treibhauspotential	5	2	3
Eutrophierung	6	1	4
Ressourcen	7	7	2
Versauerung	8	4	4

n.a.= nicht ausgewiesen

Bei dem dargestellten Rangfolgevergleich finden sich Human- und Ökotoxizität beim UBA-Verfahren und dem Eco-Indicator an oberster Stelle. Beim UBA-Verfahren wird zusätzlich eine Differenzierung der Toxizität in PM₁₀- und Krebsrisikopotential (als Human-Toxizität betrachtet) durchgeführt. Die BUWAL-Methode setzt das Eutrophierungspotential als erstrangig an und weist der Gesamt-Toxizität (PM₁₀ und Toxizität) nur eine weniger bedeutende Rolle zu. Dieses Ergebnis zeigt auch die Abhängigkeit der Bewertung durch Ökofaktoren von länderspezifischen Werten. In dem Fall der BUWAL-Methode resultiert diese Abhängigkeit von der Ableitung der kritischen Flüsse aus den auf die Schweiz bezogenen Gesetzesvorgaben und muss für den jeweiligen Fall angepasst werden (vgl. Kap. 2.3.2.3).

Dennoch kann aus der BUWAL-Betrachtung eine Signifikanz der Vorbehandlung innerhalb des Lackierprozesses in Bezug auf Inhaltsstoffe, die zur Gewässerbelastung führen, eindeutig festgestellt werden.

Bei der Betrachtung der Ausprägung des Treibhauspotentials kann ebenfalls eine ähnliche Einstufung von UBA-Bewertung und Eco-Indicator 99 identifiziert werden, da beim Eco-Indicator der KEA nicht ausgewiesen wird und das Sommersmogbildungspotential innerhalb der Toxizität mit betrachtet wird. Eine grundsätzlich „Beste Methode“ kann auf Grund der festgestellten Un-

vergleichbarkeiten und unterschiedlichen Bewertungen nicht benannt werden. Es zeigt sich aber, dass die Rangfolge des BUWAL-Verfahrens für den Lackierprozess weniger repräsentativ ist. Auf Grund des hohen Detaillierungsgrad der UBA-Methode in Bezug auf Identifikation und Bestimmung der Wirkungskategorien nach SETAC, der Transparenz und Anwendbarkeit der Methode sowie der Berücksichtigung des Kumulierten Energieaufwandes werden für eine weitere Betrachtung der Integrierten Lackierverfahren im Vergleich zum Standardverfahren mit der UBA-Methode die Umweltauswirkungen bewertet.

5.2.5 Umweltbewertung des Integrierten Lackierkonzeptes mit der UBA-Methode

Die in Kapitel 4.3 vorgestellten Ansätze zur technologischen Veränderung der Standardverfahren durch Integrierte Lackierverfahren werden nachfolgend mit der UBA-Methode ökologisch bewertet. Abbildung 5-30 zeigt an Hand der dargestellten Wirkungskategorien deutliche Vorteile der Integrierten Lackierverfahren Eco und Eco+ gegenüber den konventionell betriebenen Verfahren Standard und Standard+.

Dabei sind die Ausprägungen der Optimierungen unterschiedlich.

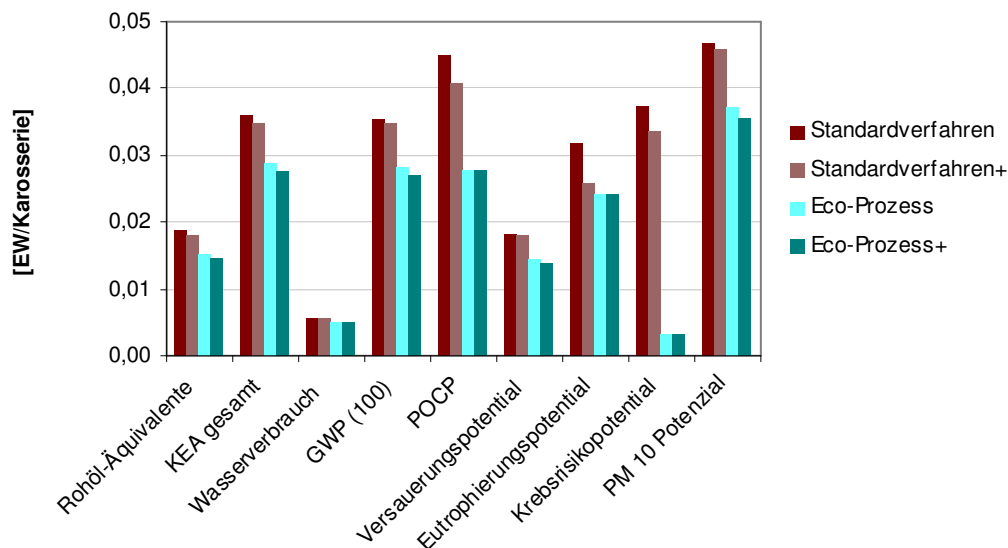


Abb. 5-30: Szenarienvergleich der Standardlackierverfahren und Integrierter Verfahren mittels Gesamt-Einwohnerdurchschnittswerten nach UBA

In der Wirkungskategorie Krebsrisikopotential ist eine sehr starke Abnahme der Einwohnerdurchschnittswerte festzustellen, was auf die Verminderung luftseitiger Emissionen der Eco-Prozesse durch den verminderten Energieeinsatz und die Reduzierung der direkten Prozessemissionen zurückzuführen ist. Davon profitiert auch die Belastung durch Photooxidantien, die e-

benfalls überdurchschnittlich abgebaut wird. Beim Eutrophierungspotential lässt sich eine eindeutige Reduzierung der Belastung durch die Maßnahmen des Standard+-verfahrens erkennen. Hierbei handelt es sich jedoch um monetär sehr intensive Maßnahmen (z. B. Ultrafiltrationsanlagen), was in Kapitel 5.4 innerhalb der Multikriteriellen Analyse bewertet wird. Der Wasserverbrauch sinkt jedoch nicht in dem Maße wie die damit zusammenhängende Reduzierung von Ionen und Stoffen, die vorwiegend zur Eutrophierung beitragen.

Die Betrachtung des Kumulierten Energieaufwands, der Rohöl-Äquivalente, des Treibhauseffektes (Global Warming Potential 100), des Versauerungspotentials sowie des PM₁₀-Potentials zeigt annähernd die gleichen Reduzierungsraten, was die Korrelation zwischen Energieeinsatz und zugehöriger Emission und Wirkungskategorie bestätigt. Die Abhängigkeit der o. g. Wirkungskategorien und somit ihr jeweiliges Reduzierungspotential gibt Abbildung 5-31 wieder. Es ist aber auch ein Hinweis darauf, dass partielle Betrachtungen wie die Einschränkungen auf wenige Vorketten innerhalb einer Prozessbilanzanalogie zur Sachbilanz Korrelationen erzwingen können und eine Präferenz eines oder weniger Parameter ausgewiesen wird.

Dennoch wird deutlich, wie wichtig die Berücksichtigung von Vorketten ist und welche Wirkungen mit der Wahl der im Prozess verwendeten Energiearten verbunden sind.

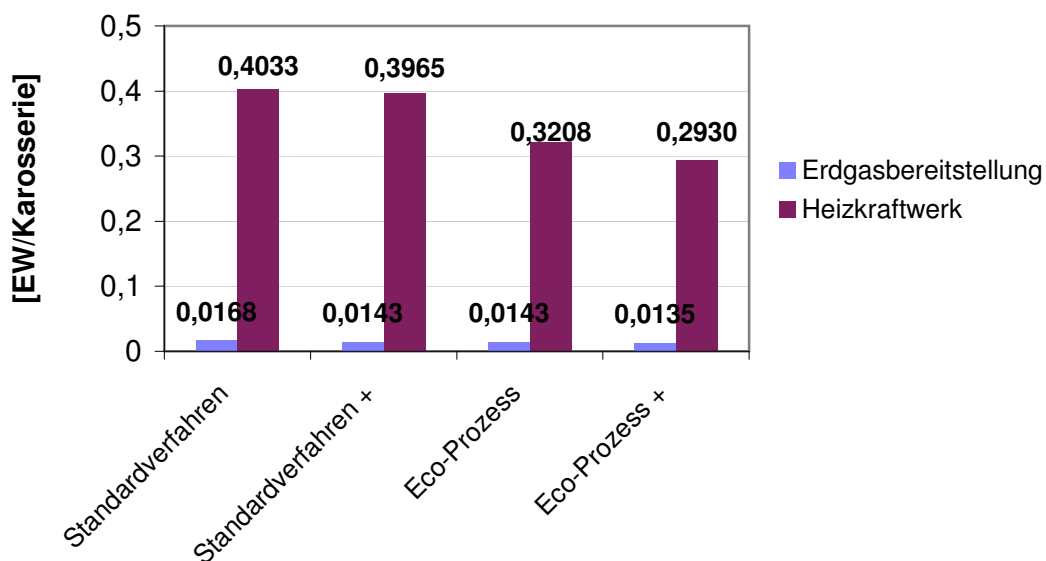


Abb. 5-31: Bedeutung des Energieeinsatzes und der Energieart für den Szenarienvergleich

Bei der Betrachtung der oben dargestellten Energiearten wird der Einfluss der Energiebereitstellung durch das Heizkraftwerk als Stellgröße sichtbar. Die Erdgasbereitstellung ist dagegen nur von marginaler Bedeutung. Es zeigt sich eine deutliche Erhöhung des Reduzierungspotentials bei Verwendung der Integrierten Lackiertechnologie. Dies bedeutet, dass eine eindeutige Reduzierung der Umweltbelastung nur durch einen „Technologiesprung“ erreicht werden kann.

Die Unterschiede von Eco und Eco+ resultieren in diesem Fall nur aus dem verminderten Energieeinsatz bei der PVC-Applikation und der Reduzierung der anschließenden UBS-Trocknerleistung. Bei der Verwendung von PP-Schalen im Unterbodenbereich von Personenkraftwagen sind auch direkte Auswirkungen auf den Lebenszyklus von Fahrzeugen (Recyclingrate, cw-Wert-Reduzierung, Kraftstoffeinsparung etc.) feststellbar, die bei dieser Arbeit nur qualitativ innerhalb der Multikriteriellen Analyse berücksichtigt werden. Dies ist der Grund, weshalb der Unterbodenschutzbereich nur mit dem Energieverbrauch berücksichtigt wird (vgl. Kap. 4.2), da ein Vergleich in den betrachteten Verfahren nur auf Prozessebene durchgeführt wird und bei Wechsel der Betrachtungsebene zu einer Verfälschung des Ergebnisses führen würde.

Ein Vergleich der Teilprozesse der jeweiligen Verfahren in Abbildung 5-32 zeigt die unterschiedlichen potentiellen Optimierungen. Die bedeutsamen Teilprozesse im Lackierverfahren stellen die Vorbehandlung (VBH), der KTL-Prozess, der Base Coat- sowie der Clear Coat-Bereich dar. Im Bereich der Vorbehandlung stellt sich, durch den in Kapitel 4.3 beschriebenen Einsatz von Filtrationsverfahren, ein sehr großes Optimierungspotential in Bezug auf die Umweltbelastung ein. Dieser Zustand kann durch die eingesetzte Technologie als *Stand der Technik* für diesen Teilprozess betrachtet werden. Bei der Kathodischen Tauchlackierung (KTL) wird davon ausgegangen, dass der *Stand der Technik* schon im Standardverfahren erreicht ist, da sich im Bereich der KTL-Tauchbecken und der Spülen Ultrafiltrationen an der Referenzanlage im Einsatz befinden.

Durch den Wegfall des Füllers innerhalb des Eco-Prozesses ergibt sich ein Mehraufwand für die Farbgebung im Base Coat (Schichtdicke, Pigmentzusammensetzung, Trocknungsleistung etc.), der an dieser Stelle zu einer Verschlechterung der Umweltleistung führt. Die Clear Coat-Applikation trägt durch die weitgehende Reduzierung des Lösemittelanteils im Lackauftrag am stärksten zur Reduzierung der Umweltbelastung bei und kompensiert die zusätzlichen Belastungen in der vorhergehenden Prozessfolge. Die Prozesse KTL-Trocknung und Hohlraumkonservierung tragen wenig zur Umweltrelevanz bei und sind ebenfalls als ein potentieller *Stand der Technik* im Standardverfahren anzusehen (vgl. Abb. 5-32).

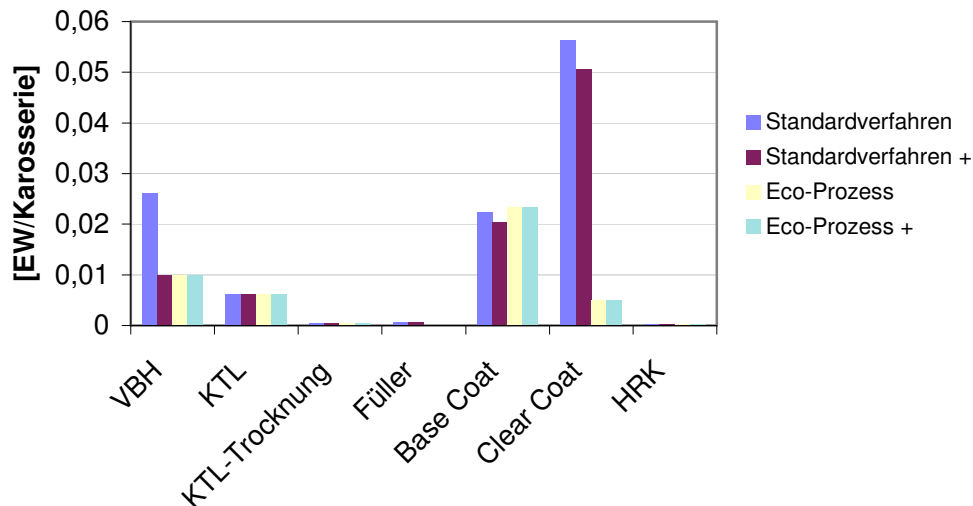


Abb. 5-32: Szenarienvergleich Standardverfahren und Integrierter Verfahren an Hand der Teilprozesse

Für die Gesamtbeurteilung der Szenarien ergibt sich nach Abbildung 5-33 ein eindeutiges Bild. Das optimierte Standardverfahren (Standard+) trägt einer Reduzierung der Umweltbelastung nur in geringer Weise (6,25 %) Rechnung.

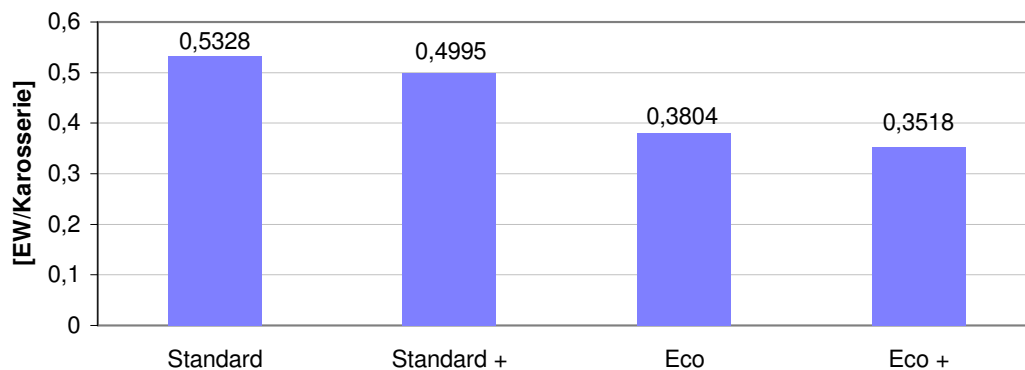


Abb. 5-33: Gesamtbewertung des Szenarienvergleichs Standardverfahren – Integrierte Lackiertechnologie

Der Eco-Prozess, der sich an der Reduzierung von signifikanten einzelstofflichen Emissionen und dem verminderten Energieeinsatz orientiert, stellt eine erhebliche Reduzierung der Umweltbelastung zum Standardverfahren dar (28,6 %). Der Eco+-Prozess, der nur die Energiereduzierung im UBS-Bereich berücksichtigt, bewirkt nochmals eine Verbesserung des Eco-Prozesses um 7,5 % und lässt eine Gesamtoptimierung von ca. 34 % in der Umweltbelastung als mögliche Alternative zur Standard-Technologie ausweisen. Beschränkt auf die zu Grunde liegenden Prozessbilanzen unter Berücksichtigung der beschriebenen Vorketten ergeben sich eindeutige Vor-

teile der Integrierten Lackiertechnologie auf der Umweltseite, die aber in einzelnen Teilprozessen (bspw. im Base Coat) zu einer Verschlechterung führen können. Eine ganzheitliche Betrachtung kann allerdings nur die Erweiterung der Betrachtung durch eine komplette Ökobilanzierung geben, die eine erweiterte Sichtweise in Richtung Umwelt-Performance der einzelnen Prozesse geben kann, hier aber nur als Teil-Ökobilanz ausgewiesen wird. Dennoch lassen die gewählten Parameter und Prozesse sowie Vorketten für die zu Grunde liegenden Prozesse eindeutige Schlussfolgerungen zu, die in den folgenden methodischen Schritten um die Sichtweise der ökonomischen und technischen Kriterien erweitert und beschrieben werden.

Um eine Abschätzung über Aussagekraft der erzielten Ergebnisse zu gewinnen, wird nachfolgend an Hand einer Unsicherheits-Einfluss-Analyse und einer Sensitivitätsanalyse eine Fehlerabschätzung durchgeführt.

5.2.6 Unsicherheits- Einfluss- und Sensitivitätsanalyse

Um die Datenqualität einer Untersuchung in der Erfassung zu beschreiben, ist die praktikabelste Methode nach Einschätzung SCHUURMANS (2003) die Erstellung einer Datenqualitätsmatrix. Diese Einschätzung bezieht sich auf viele Bewertungen, die eine unsichere und z. T. lückenhafte Datenlage aufweisen und vorwiegend auf qualitativen Auswertungen basieren.

Die Datenbasis der vorliegenden Arbeit ist im Hinblick auf die Erfassung der Daten innerhalb eines Betriebs-Standortes als gut zu bewerten. Dennoch werden im Rahmen der Stoffstromanalyse Datensätze aus z. T. verallgemeinerten Untersuchungen (Bsp. Energiebereitstellung) verwandt, die einen großen Anteil am Ergebnis der Umweltbelastung haben. Somit wird, wie in Kapitel 2.6 beschrieben, das Konzept der Datenqualitätsmatrix nach WEIDEMA & WESNAES (1996) angewendet, um Umweltaspekte mit einer geringen Datenqualität aber einem hohen Beitrag zum Ergebnis zu identifizieren.

Die Ermittlung der Datenqualitätsindikatoren (DQI) bzw. der Datenqualität unter Berücksichtigung der in Kapitel 2.6 (Tab. 14) aufgezeigten Datenqualitätskriterien und eine vereinfachte Zuordnung zu den Wirkungskategorien der UBA-Methode auf die Fallstudie zeigt Tabelle 23 für das Standard-Verfahren als Referenzszenario mit dem Bewertungsmaßstab der Datenqualitätskriterien von 1- 3 (vgl. Kap.2.6).

Tab. 23: Datenqualität der Fallstudie für das Standardverfahren

	Wirkungskategorie UBA-Methode	Art der Erfassung	Datenlücken	Datenrepräsentativität	Festlegung d. Erfassungsgrenze	<i>Datenqualitätsindikator (DQI)</i>
LM- Emissionen in Luft	Sommer-smogbildung	1	1	1	1	1
Emissionen in Luft	Versauerung	1	2	2	1	1,5
Emissionen in Wasser	Eutrophierung	2	2	1	1	1,5
Elektrische Energie	Treibhauseffekt	1	1	1	1	1
Thermische Energie	Treibhauseffekt	1	2	1	1	1,25
Erdgas	Rohöl-Aquivalente	1	2	1	1	1,25
Ressourcenverbrauch	Wasser	2	2	2	2	2
Stäube	PM ₁₀	1	2	1	2	1,5
KEA	KEA	2	2	2	3	2,25

Wie Tabelle 23 zeigt, gibt es im Bereich der Art der Erfassung der Daten für die betrachtete Fallstudie eine Datenlage, die für die meisten Bereiche Messungen oder Berechnungen als Datenquelle ausweist. Nur für den Bereich des Wassereinsatzes und dessen Inhaltsstoffe müssen Expertenschätzungen und vergleichbare Literaturquellen herangezogen werden (vgl. Anhang II). Trotz der Herkunft der Daten aus Messungen oder Berechnungen sind Datenlücken vorhanden, die z. T. auf eine nicht durchgehende Datenhaltung zurückzuführen sind und nur durch Interpretation von Rohdaten ermittelt werden können.

Sehr geringe Datenlücken sind bei den Informationen zu Lösemittel-Emissionen in Luft und elektrischer Energie zu finden. Daher folgt die Einstufung in das Datenqualitätskriterium 1.

Die Datenrepräsentativität ist größtenteils sehr hoch, da reale Daten für das Referenzszenario (Standard) der Fallstudie zu Grunde liegen. Für die Daten zu Emissionen in Luft, Ressourcenverbrauch und Kumulierter Energieaufwand (KEA) werden Literaturdaten mit starkem technologischen Bezug zur Fallstudie herangezogen. Es erfolgt daher eine Einstufung mit dem Datenqualitätskriterium 2. Die Festlegung der Erfassungsgrenzen erfolgt überwiegend innerhalb eines

Betriebs-Standortes. Für die Systemgrenzen Ressourcenverbrauch, Stäube und KEA muss unter Berücksichtigung der gewählten Vorketten die Systemgrenze erweitert werden, was in der Einstufung mit der Kriteriumsausprägung 2 berücksichtigt wird.

Abbildung 5-34 zeigt das Ergebnis der in Kapitel 2.6 beschriebenen Einfluss-Unsicherheits-Analyse nach HEIJUNGS (1996) bzw. MAURICE ET AL. (2000).

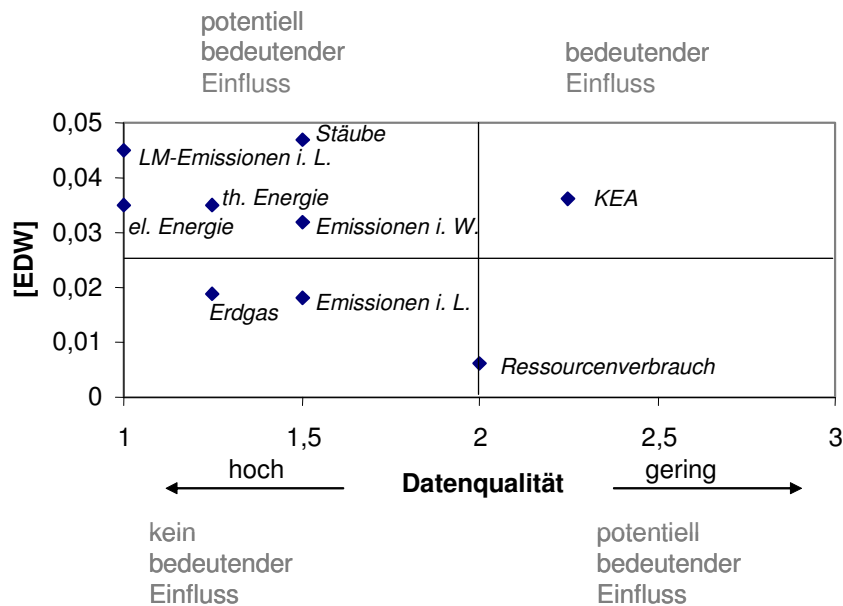


Abb. 5-34: Bedeutung der Umweltaspekte nach Einwohnerdurchschnittswerten der UBA-Methode und Datenqualität für das Standardverfahren

Es wird deutlich, dass die meisten Informationen mit einer relativ hohen Datenqualität auch einen potentiell großen Einfluss auf das Ergebnis haben. Die Daten für Erdgasbereitstellung sowie der übrigen luftseitigen Emissionen außer Lösemittel und Stäube haben nur geringen Einfluss auf das Gesamt-Ergebnis. Dies gilt auch für den Ressourcenverbrauch durch Wassereinsatz, der eine mittlere Datenqualität aufweist.

Der Kumulierte Energieaufwand (KEA) hingegen zeichnet sich durch einen bedeutenden Einfluss auf das Ergebnis der Bewertung des Standardverfahrens aus, da dieser eine relativ geringe Datenqualität aufweist aber einen relativ hohen Beitrag zur Umweltbelastung leistet. Da der KEA durch die Vorketten der Energiebereitstellung gebildet wird, wird auch der Einfluss und die Wichtigkeit der vor gelagerten Prozesse deutlich.

Um bei einer ganzheitlichen Technikbewertung zukünftige mögliche Szenarien zu bewerten, werden, ausgehend vom Referenzverfahren der Standard-Lackierung, weitere Szenarien entwickelt, die zum überwiegenden Teil auf Literaturdaten von Beispielanlagen oder Technikumsver-

suchen bzw. Schätzungen beruhen. Insofern ist auch eine Betrachtung der Datenqualität der Szenarien notwendig. Tabelle 24 zeigt die Datenqualität für das Eco-Verfahren.

Tab. 24: Datenqualität der Fallstudie für das Eco-Verfahren

	Wirkungskategorie UBA-Methode	Art der Erfassung	Datenlücken	Datenrepräsentativität	Festlegung d. Erfassungsgrenze	<i>Datenqualitätsindikator (DQI)</i>
LM- Emissionen in Luft	Sommer-smogbildung	2	2	2	2	2
Emissionen in Luft	Versauerung	2	2	2	2	2
Emissionen in Wasser	Eutrophierung	2	3	2	2	2,25
Elektrische Energie	Treibhauseffekt	1	2	2	2	1,75
Thermische Energie	Treibhauseffekt	1	2	2	2	1,75
Erdgas	Rohöl-Aquivalente	1	2	2	2	1,75
Ressourcenverbrauch	Wasser	2	2	2	2	2
Stäube	PM ₁₀	2	2	2	2	2
KEA	KEA	2	2	2	3	2,25

Die Datenqualität zeigt in fast allen Kriterienklassen eine Verschlechterung. Einzig der Einsatz der elektrischen und thermischen Energie sowie der Erdgasverbrauch können aus dem Standardverfahren errechnet werden und behalten somit die Kategorie 1 bei der Art der Erfassung bei.

Die auf Grundlage von Tabelle 24 durchgeführte Einfluss-Unsicherheitsanalyse zeigt Abbildung 5-35.

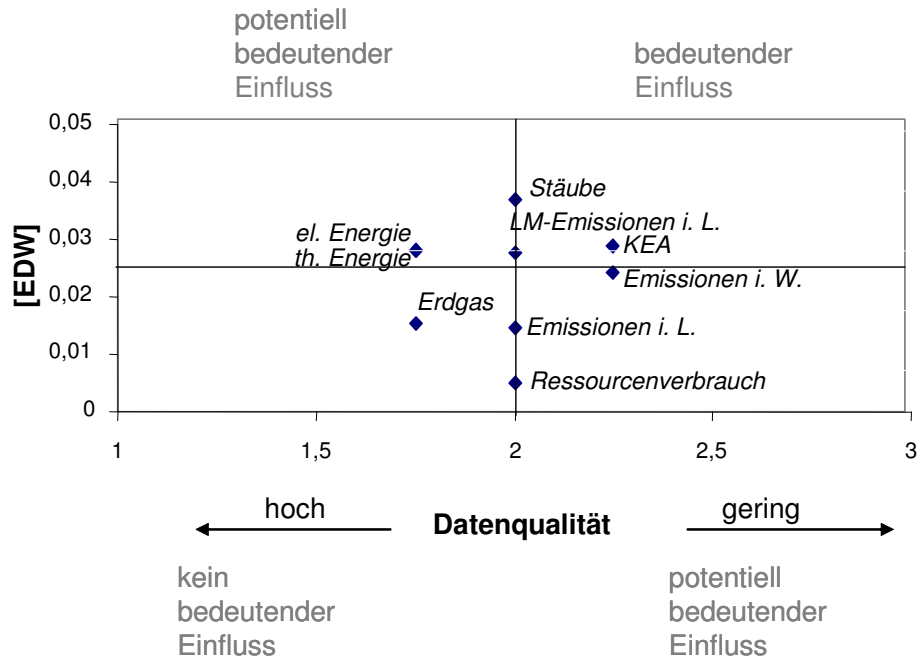
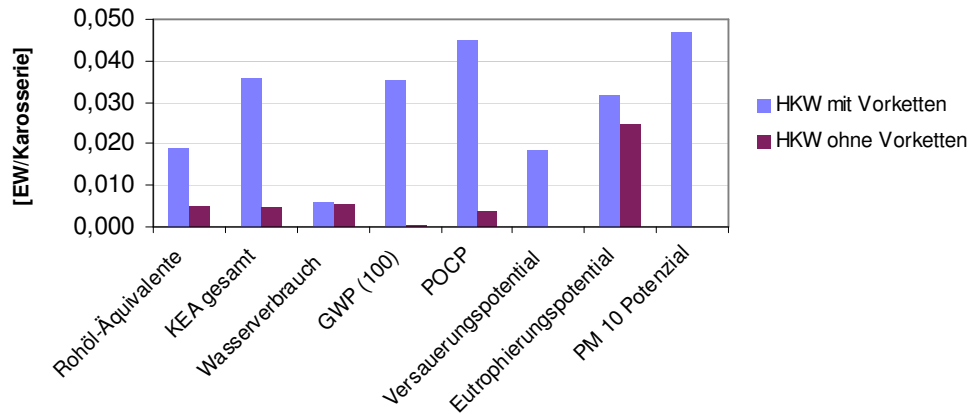


Abb. 5-35: Bedeutung der Umweltaspekte nach Einwohnerdurchschnittswerten der UBA-Methode und Datenqualität für das Eco-Verfahren

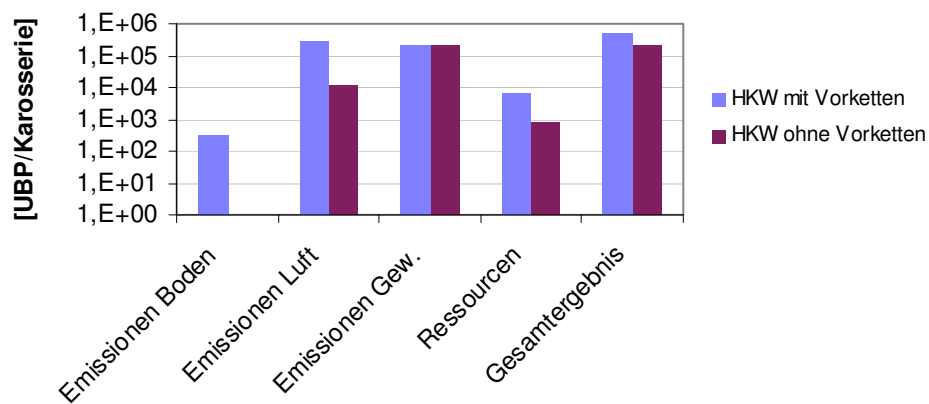
Die Einfluss-Unsicherheitsanalyse zeigt für das Szenario Eco eine veränderte Identifikation von Einflussgrößen. So sind neben dem schon beim Standardverfahren identifizierten KEA auch Informationen über Stäube, Lösemittel-Emissionen in Luft sowie Emissionen in Wasser als Unsicherheitsgrößen identifizierbar. Auf Grund der guten Nachvollziehbarkeit und Errechnungsmöglichkeit des Energieeinsatzes aus dem Standardverfahren sind die Unsicherheiten hierfür relativ gering.

Mit dem Hintergrund der großen Bedeutung des Energieeinsatzes für die Lackierverfahren und somit des Einflusses der in dieser Arbeit berücksichtigten Vorketten wird für die Energiebereitstellung Heizkraftwerk eine Sensitivitätsanalyse des Standardverfahrens durchgeführt, um diesen festgestellten Einfluss zu überprüfen.

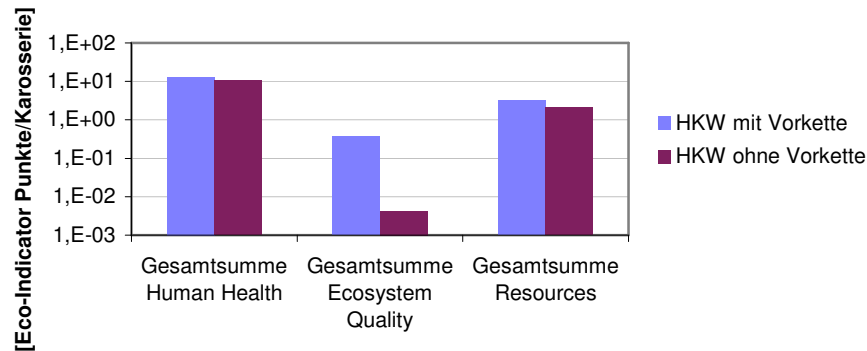
Die folgende Sensitivitätsanalyse zeigt, dass die Verfahren trotz ihrer unterschiedlichen Schwerpunktsetzung belastbare Ergebnisse liefern. Die Sensitivitätsbetrachtung wird dabei mit der Energiebereitstellung durch das Heizkraftwerk dargestellt, indem eine Berechnung ohne Berücksichtigung der Vorketten des Kraftwerkes durchgeführt wird (vgl. Abb. 5-36).



UBA-Methode



BUWAL-Methode



Eco-Indicator 99

Abb. 5-36: Sensitivitätsanalyse der Bewertungsmethoden UBA 99, BUWAL 97 und Eco-Indicator 99 durch Vorkettenvariation in der Energiebereitstellung an Hand des Standard-Verfahrens

In der Sensitivitätsbetrachtung zeigt sich, dass alle Bewertungs-Verfahren eine Reduzierung der Umweltbelastung durch die fehlende Vorkettenbelastung des Heizkraftwerkes ausweisen und somit in ihrem Verhalten stabil sind. Ebenso kann die Sensitivität mit der Verwendung eines

anderen Energiemix (bspw. Strommix D) überprüft werden, was hier aber nicht durchgeführt wird. Ebenfalls bestätigt sich somit auch die Erzielung belastbarer Ergebnisse auf der Basis des zu Grunde liegenden Stoffstromnetzes. Die unterschiedlichen Reduzierungen in den Wirkungskategorien der UBA-Methode bzw. den Schutzgütern und Faktoren der Single-Score Verfahren BUWAL und Eco-Indicator 99 sind bestimmt durch die einzelnen Gewichtungen und Zuweisungen innerhalb der Verfahren.

Für den in Kapitel 2.3.2.5 beschriebenen KEA lässt sich aus der Sensitivitätsbetrachtung und der festgestellten relativen Korrelation mit CO₂- und SO₂-Äquivalenten innerhalb der Umweltbewertung eine Nutzung als Screening-Indikator in der vorliegenden Arbeit ableiten. Dies kann allerdings nur für die festgelegte Systemgrenze und die berücksichtigten Vorketten gelten. Der starke Einfluss des Energieeinsatzes muss demnach durch die Integration anderer Vorprozesse wie der Lackherstellung überprüft werden, was die Entwicklung einer Ökobilanz bedeuten würde.

Diese Erstellung einer Ökobilanz gibt auch die Möglichkeit einer noch stärkeren Fundierung der Umweltbelastungen für den gesamten Lebensweg eines PKWs, ist aber nicht Gegenstand der Arbeit.

5.3 Umweltkostenbewertung

Bei der Bewertung von Umweltkosten wird eine quantitative Berücksichtigung der Umweltkosten durch die partielle Ausweisung von Material- und Energiekosten als variable Kosten durch den in Kap. 2.4.2 beschriebenen Ansatz der Flusskostenrechnung erreicht. Die Erstellung der Flusskostenmatrix wird dabei schon mit der Erstellung des Stoffstromnetzes für die Erstellung der Prozessbilanz erreicht, da eine prozessorientierte Darstellung einer Generierung von Mengenstellen nach der Flusskostenrechnung gleich kommt. Die Prozesskosten werden dabei wie folgt in Kontenklassen bzw. Kostenarten zusammengefasst und analog der in Kap. 2.4.2 beschriebenen Methode der Flusskostenrechnung gesetzt:

- Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe (60) = (*Produktkosten*)
- Prozessmaterial (61) = (*Produktkosten*)
- Energie (63) = (*Produktkosten*)
- Umweltaufwendungen (70) = (*End-of-Pipe- u. Reststoffentstehungskosten*).

Die Kostenart Energie enthält die Energiearten Druckluft, thermische und elektrische Energie sowie Erdgas. Die Umweltaufwendungen umfassen die in Kap. 2.4.1 beschriebenen Reststoff-

kosten, d. h. sowohl die Reststoffentstehungskosten durch den Einkauf der Materialien als auch die Kosten der End-of-Pipe Technologien zur Entsorgung und Behandlung der Abfälle und Emissionen. Als Produktkosten werden die material- und energieflussabhängigen Einsätze von Prozessmaterialien, Energie und Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffen ausgewiesen.

Die weiteren anteiligen fixen Umweltkosten an Abschreibungen, Personalkosten, Transport- und Lagerungskosten können auf Grund der material- und energieflussbasierten Betrachtung auf der Basis der zu Grunde liegenden Prozessbilanzen nicht durchgeführt werden.

Diese werden z. T. bei der anschließenden Multikriteriellen Bewertung als Gesamtkosten der jeweiligen Kostenarten qualitativ berücksichtigt.

Somit werden in der Entscheidungsunterstützung die variablen Kosten durch die Durchführung der Flusskostenrechnung nach FICHTER ET AL. (1997) quantitativ auf Basis der Prozessbilanzen und die fixen Kosten innerhalb der multikriteriellen Analyse qualitativ in das entwickelte Konzept der „Ganzheitlich prozessorientierten Entscheidungsunterstützung“ integriert, um so, in Anlehnung an den in Kapitel 2.4.3 beschriebenen Ansatz von SPENGLER (1998), neue Kreislaufwirtschaftskonzepte bzw. Technologien beurteilen zu können.

Das entwickelte Konzept geht somit über die eindirektionale Betrachtung eines Fachbereichs (bspw. Umweltkosten) hinaus.

Die Ergebnisse der o. g. Umweltkostenrechnung lassen dabei eine mengenabhängige und eine kostenorientierte Sichtweise zu.

Die mengenmäßige Verteilung in den Verfahren Standard, Standard+, Eco und Eco+ sind in Abbildung 5-37 dargestellt. Dabei fällt auf, dass die Unterschiede innerhalb der abgestuften Verfahren Standard und Standard+ nur marginal sind.

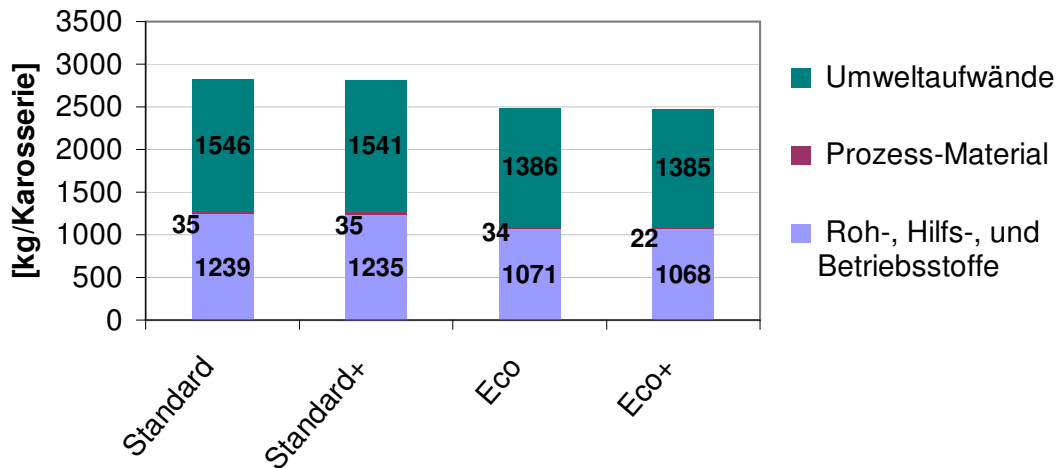


Abb. 5-37: Vergleich von Materialflüssen in den Verfahren Standard, Standard+, Eco und Eco+

Abbildung 5-37 zeigt weiterhin eine starke Reduzierung der Einsatz- und Reststoffmengen zwischen den Verfahrenstypen Standard und Eco, die bei den Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffen ca. 13,6 % und bei den Reststoffen ca. 10 % betragen. Die Menge an Prozessmaterial reduziert sich nur um 1,69 kg pro Karosserie (ca. 4,8 %). Eine weitere Verringerung der Einsatzmenge kann nur im Eco+-Verfahren durch die Substitution der PVC-Beschichtung des Karosserie-Unterbodens mittels einer Schalenlösung aus Polypropylen erreicht werden (ca. 37 %).

Bei den Vorketten Energie- und Erdgasbereitstellung kommt es ebenfalls zu einer Reduzierung der Einsatzmengen von durchschnittlich 20 %, die unmittelbar von den Energie-Einsparungen im jeweiligen Lackierprozess bestimmt werden (vgl. Abb. 5-38).

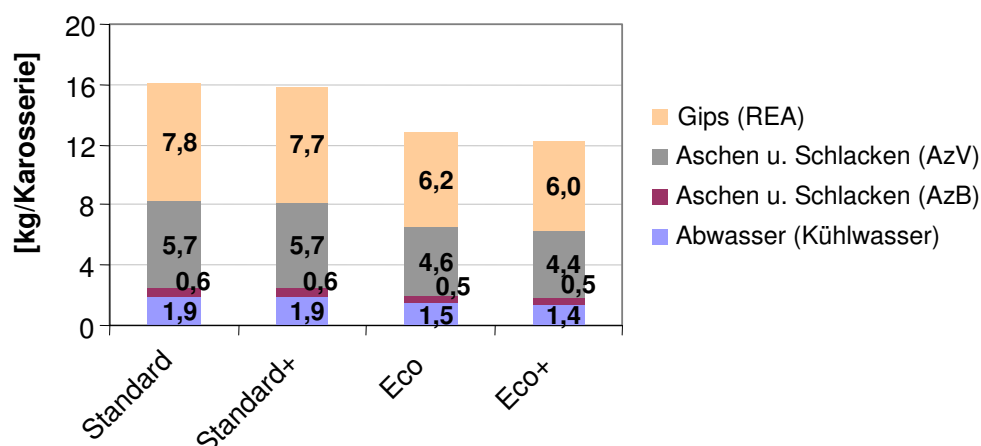


Abb. 5-38: Entwicklung der Emissionen in den Vorketten Energie- und Erdgasbereitstellung für die Verfahren Standard, Standard+, Eco und Eco+

Die durch die Energieerzeugung mittels steinkohlebetriebenen Heizkraftwerk hervorgerufenen Kohlendioxidemissionen korrelieren ebenfalls mit dem Energieverbrauch und werden in Abbildung 5-39 dargestellt. Die Menge des eingesparten Kohlendioxids aus fossilen Quellen zwischen Standardverfahren und Eco-Prozess beträgt auf Grund der genannten Korrelation ca. 20 % und würde bei einer Fahrzeugflotte wie der der Volkswagen AG von 5 Mio. Fahrzeugen zu ca. 410.000 t weniger Kohlendioxid-Emissionen pro Jahr bezogen auf den Herstellprozess führen.

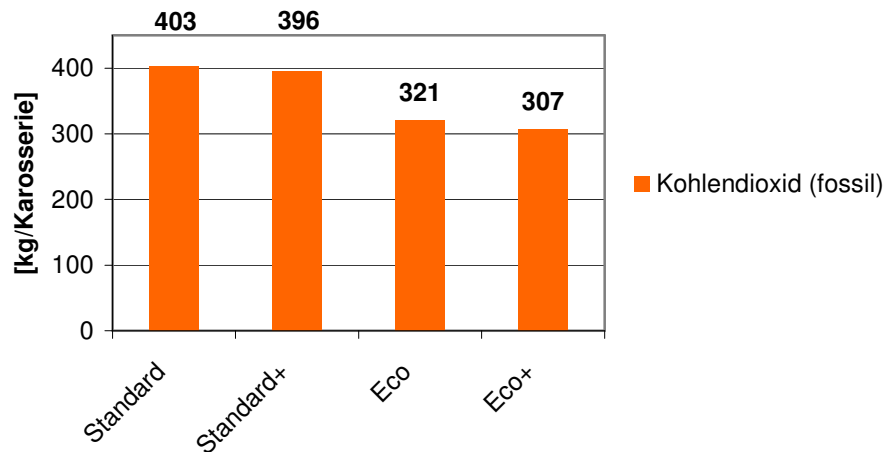


Abb. 5-39: Entwicklung der Kohlendioxid-Emissionen durch Energiebereitstellung für die Verfahren Standard, Standard+, Eco und Eco+

Aufbauend auf die mengen- und energieorientierte Bewertung durch die Umweltkostenrechnung lassen sich die verschiedenen Prozessvarianten monetär bewerten. Abbildung 5-40 gibt die Kostenverteilung des Standardverfahrens wieder.

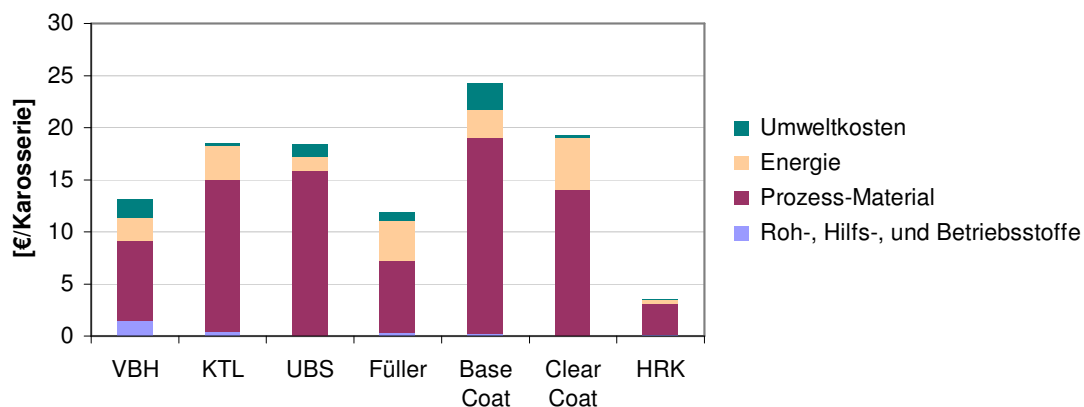


Abb. 5-40: Kostenverteilung im Standardverfahren

Für die Teilprozesse des Standardverfahrens stellt der Einsatz des Prozessmaterials den größten Kostenblock dar. Den zweitgrößten Anteil an den Prozesskosten stellt der Energieeinsatz dar, der bei den Teilprozessen Kathodische Tauchlackierung (KTL), Füller, Base Coat und Clear Co-

at am stärksten ausgeprägt ist. Der Energieverbrauch in den drei Applikationsbereichen Füller, Base Coat und Clear Coat wird dabei hauptsächlich durch die Konditionierung der Lackierkabinenluft (Luftfeuchte und Temperatur) bestimmt. Im Bereich der KTL ist dieser von der Spannungserzeugung zur Elektrophorese geprägt. Umweltkosten sind für die Bereiche Vorbehandlung (VBH), Unterbodenschutz (UBS) und Base Coat als signifikant erkennbar aber in der Größenordnung von nur maximal 10 % (Bsp. Base Coat) an den Gesamtkosten. Der Einsatz von Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffen besitzt nur im Bereich der Vorbehandlung einen größeren Einfluss (ca. 14 %).

Der größte Kosteneinsatz insgesamt ist für den Base Coat aufzubringen, da der Verbrauch von Prozessmaterial (Lack) dort am höchsten ist und in Abhängigkeit des Auftragswirkungsgrades der erzeugte Overspray²¹⁷ hohe Entsorgungs- bzw. Behandlungskosten verursacht. Weiterer hoher Kostenbedarf ist in den Bereichen Clear Coat, KTL und UBS feststellbar, die ebenfalls stark vom Prozessmaterialeinsatz geprägt sind.

Abbildung 5-41 stellt die Gesamtkostenverteilung der berücksichtigten Material- und Energiemengen dar.



Abb. 5-41: Gesamtkostenverteilung des Standardverfahrens

Die Materialkosten bilden bei der Kostenbetrachtung mit 75 % den hauptsächlichen Kostenanteil. Mit 17 % ist der Energieeinsatz zu bewerten. Umweltkosten sind mit 6 % und Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe mit 2 % identifizierbar.

²¹⁷ hier als Abfälle zur Beseitigung (AzB) bewertet

Im Folgenden wird der Energieeinsatz näher betrachtet. Abbildung 5-42 zeigt einen erhöhten Einsatz thermischer Energie im Bereich der Vorbehandlung und im Clear Coat. Dieser hohe Bedarf ist in der Vorbehandlung durch die Aufheizung der Prozessbäder auf 50-60 C° und im Clear Coat durch die Nutzung von Plattenwärmetauschern anstatt wie im Base Coat durch Wärmeräder begründet.

Die Kosten für den Einsatz elektrischer Energie konzentrieren sich wie auch der Erdgaseinsatz auf den Betrieb der Applikationsgeräte (Roboter, ESTA etc.) bzw. die nachfolgenden Thermischen Nachverbrennungseinrichtungen und somit auf die Applikationsbereiche Füller, Base Coat und Clear Coat. Der KTL-Prozess benötigt eine große elektrische Energiemenge zur Erzeugung der Spannung für den Elektrophoresevorgang.

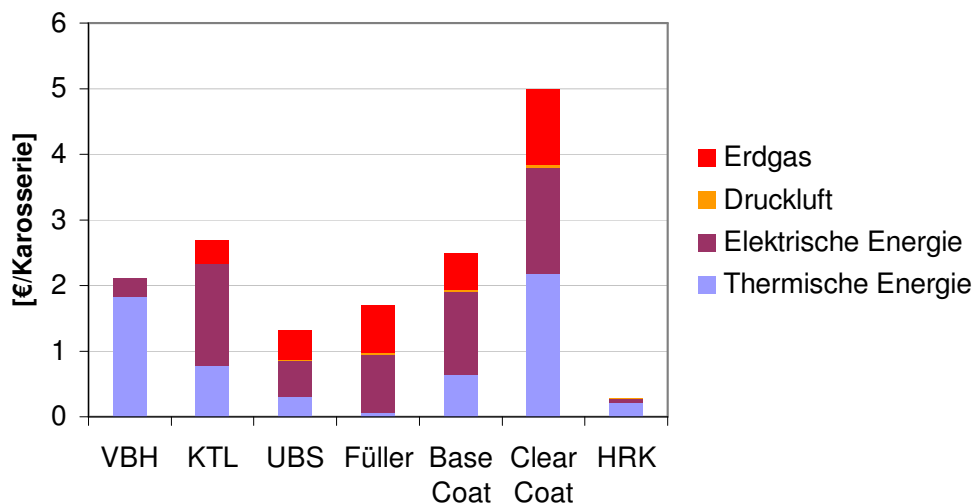


Abb. 5-42: Energiearten und -kosten des Standardverfahrens

Zusammenfassend lässt sich für den Standardprozess eine kostenmäßige Gleichgewichtung der Energiearten Thermische und Elektrische Energie ableiten. Die Kosten für den Erdgaseinsatz betragen ca. 21 %. Der Aufwand für den Druckluftbedarf ist mit ca. 1 % nur marginal (vgl. Abb. 5-43).

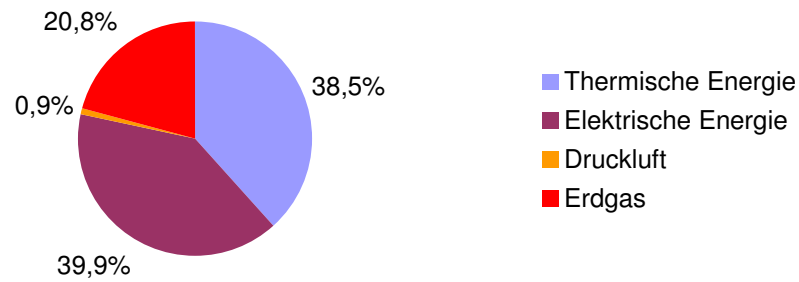


Abb. 5-43: Verteilung der Energiekosten des Standardverfahrens

Für die Umweltaufwände sind nach Abbildung 5-44 Abfall- und Abwassermengen in unterschiedlicher Weise verantwortlich.

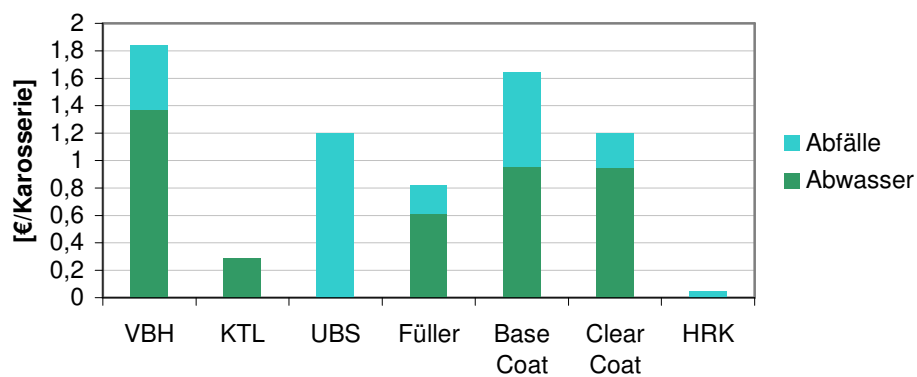


Abb. 5-44: Umweltaufwände im Standardverfahren

Der Base Coat-Bereich spiegelt dabei allokatonsbedingt auch zur Hälfte die Abwasseraufwendungen des Clear Coat-Bereiches wieder. Für die Behandlung der Abwässer ist der Vorbehandlungsprozess der kostenintensivste mit ca. 33 % der gesamten Abwasserbehandlungskosten im Standardverfahren. Die Applikationsbereiche Füller, Base Coat und Clear Coat sind nach der Vorbehandlung und nach Berücksichtigung der Allokationsregel zwischen Base- und Clear Coat die bestimmenden Prozesse für die Abwasserbehandlung, da in diesen Verfahrensschritten eine Lackauswaschung integriert ist. Bei den Abfällen (AzB u. AzV) ist jedoch der UBS-Bereich der signifikanteste Prozess, da der als Overspray erzeugte PVC-Abfall mit erhöhten Entsorgungskosten verbunden ist. Ebenso sind die Aufwendungen zur Entsorgung der Abfälle beim Base Coat und Clear Coat vom erzeugten Overspray abhängig und liegen bei ca. 26 % der Gesamtumweltaufwände für die Bereiche VBH, Füller und Base Coat und ca. 21 % beim Clear Coat. Im Be-

reich KTL sind nur die Abwassermengen kostenrelevant. In der Hohlraumkonservierung dominieren ausschließlich die Abfallmengen der ausgetragenen Flutwachse.

Zur Bewertung des Integrierten Lackierkonzeptes gibt Abbildung 5-45 die Kostenverteilung und -entwicklung der Applikations-Bereiche Füller, Base Coat und Clear Coat des Standardverfahrens und des Eco-Prozesses wieder. Nur diese Bereiche werden verglichen, da material- und energiebasierte Kosten in den abgestuften Verfahren der übrigen Teilprozesse nicht identifizierbar oder quantifizierbar sind (UBS u. HRK in Eco+) oder als indifferent angesehen werden (VBH, KTL u. HRK in Standard+). Wie beschrieben, werden die Kosten der Investitionen sowie Personalkosten erst in dem die Methodik abschließenden Schritt der multikriteriellen Bewertung berücksichtigt.

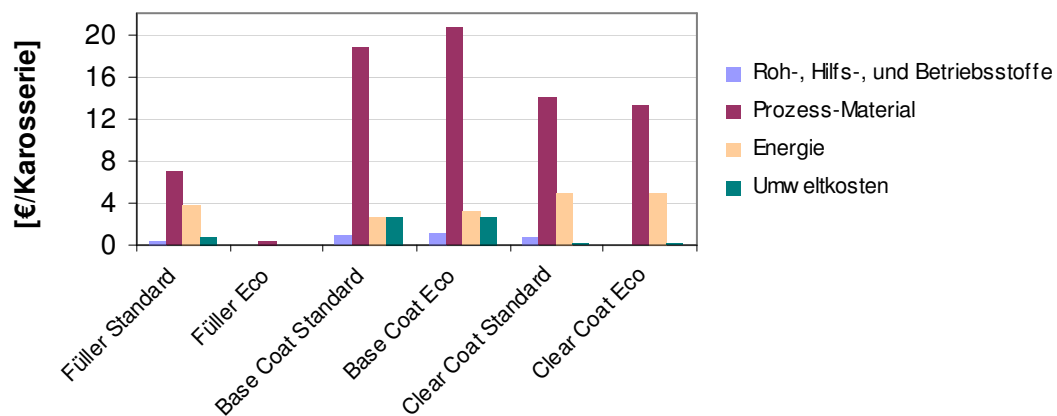


Abb. 5-45: Material- und Energiekostenentwicklung der Applikationsbereiche Füller, Base Coat und Clear Coat im Standardverfahren sowie Eco-Prozess

Der Vergleich des Standard-Verfahrens mit dem Eco-Prozess zeigt eine Absenkung der Kosten im Bereich der Füllerapplikation von ca. 11,6 € pro Karosserie auf die Prozessmaterialkostenebene der Feinabdichtungsmaßnahmen von ca. 0,4 € pro Karosserie. Im Bereich des Base Coats kommt es durch den erhöhten Prozessmaterialverbrauch (Schichtdicke) sowie des damit verbundenen Oversprays als auch durch den erhöhten Energieaufwand zu Mehrkosten von ca. 2,5 € pro Karosserie, die zu 77 % auf den Mehrverbrauch und die veränderte Qualität des Auftragsmaterials zurückzuführen sind. Der Clear Coat-Bereich führt, wenn auch in nicht so starkem Maße wie der Wegfall der Füllerapplikation, zu einer Reduzierung von ca. 1,5 € pro Karosserie durch den reduzierten Einsatz von Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffen sowie einem geringeren Verbrauch an Prozessmaterial durch den Slurry-Lack. Bei dem im Clear Coat verwendeten Slurry-Lack wird eine gleiche Kostenbelastung angenommen, obwohl eine Veränderung des eigentlichen Prozessmaterials stattfindet.

Abbildung 5-46 stellt die beschriebenen Kostenrelationen bezogen auf die Teilprozesse Füller, Base Coat und Clear Coat dar.

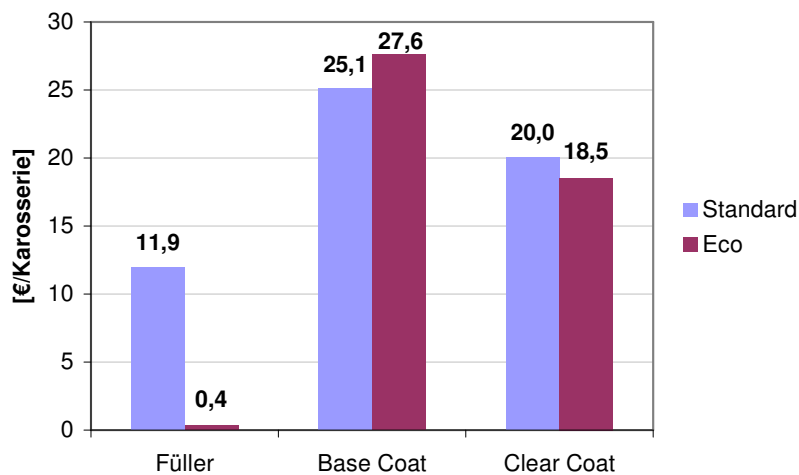


Abb. 5-46: Kostenvergleich der Teilprozesse Füller, Base Coat und Clear Coat der Verfahren Standard und Eco

Abbildung 5-47 gibt einen Überblick des gesamten Einsparpotentials der beiden Verfahren. Dieser beträgt ca. 10,6 € pro Karosserie durch den Einsatz des Eco-Prozesses. Aussagen zu der Gesamtkostenbewertung lassen sich erst nach Durchführung der Multikriteriellen Bewertung gewinnen, da bei der material- und energieorientierten Flusskostenrechnung wie o. g. Personalkosten und investitionsabhängige Kosten an dieser Stelle nicht bewertet werden.

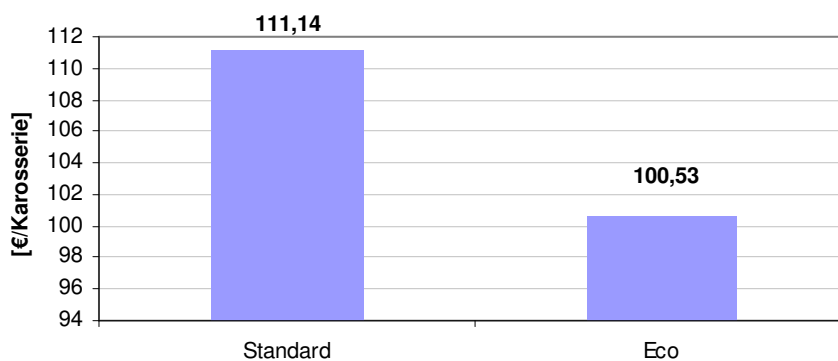


Abb. 5-47: Einsparpotential an Material- und Energiekosten durch Einführung eines Integrierten Lackierverfahrens

5.4 Multikriterielle Bewertung der Lackierverfahren

Bei der durchgeführten Wirkungsabschätzung und der Bewertung der material- und energieflussorientierten Kosten haben sich eindeutige Aussagen zu Vor- und Nachteilen der einzelnen Abstufungen bei der Entwicklung Integrierter Lackiertechnologie aus einem konventionellem Prozess ergeben. Die Grundlage dafür stellt eine Prozessbilanz dar, die über eine Stoffstromanalyse quantitative Informationen über die Lackierprozesse liefert.

Die mit den o. g. Variationen in Verbindung stehenden weiteren entscheidungsrelevanten Kosten wie Personalkosten, notwendige investitionsabhängige Größen sowie technische Kriterien müssen ebenfalls in der Entscheidungsfindung berücksichtigt werden. Diese sind jedoch nicht bei der Stoffstromanalyse und den daraus resultierenden Prozessbilanzen identifizierbar, sondern wurden aus durchgeführten betrieblichen Investitionsvorhaben ermittelt. Auf Grund von Geheimhaltungsverpflichtungen werden diese o. g. Kosten in abgeänderter Form berücksichtigt entsprechen aber wie auch das Verhältnis der Energie- und Materialkosten den Verhältnissen der Rohdaten.

Bei der Durchführung einer Multikriteriellen Entscheidungsanalyse (Multi Criteria Decision Analysis (MCDA)) ist es möglich, diese zusätzlichen Kriterien, die nicht aus der Prozess- oder Sachbilanz kommen, zu berücksichtigen und sowohl eine Interpretation der Ergebnisse als auch eine Gewichtung der Relevanz zu erzielen²¹⁸.

Für die Anwendung des ausgewählten Outranking-Verfahrens PROMETHEE wird, wie in Kapitel 2.5.2 beschrieben, als erster Schritt die Auswahl geeigneter Kriterien zur Bewertung der Alternativen des Lackierprozesses durchgeführt.

Dabei wird die Kriterienhierarchie nach SPENGLER ET AL. 1997²¹⁹ entwickelt, die es ermöglicht, ökonomische, ökologische und technische Kriterien abzugrenzen und durch Attribute zu definieren (vgl. Abb. 5-48).

²¹⁸ Vgl. GELDERMANN, SCHOLLENBERGER, WENZEL U. RENTZ (2002)

²¹⁹ Vgl. SPENGLER, GELDERMANN, HÄHRE, SIEVERDING U. RENTZ (1997)

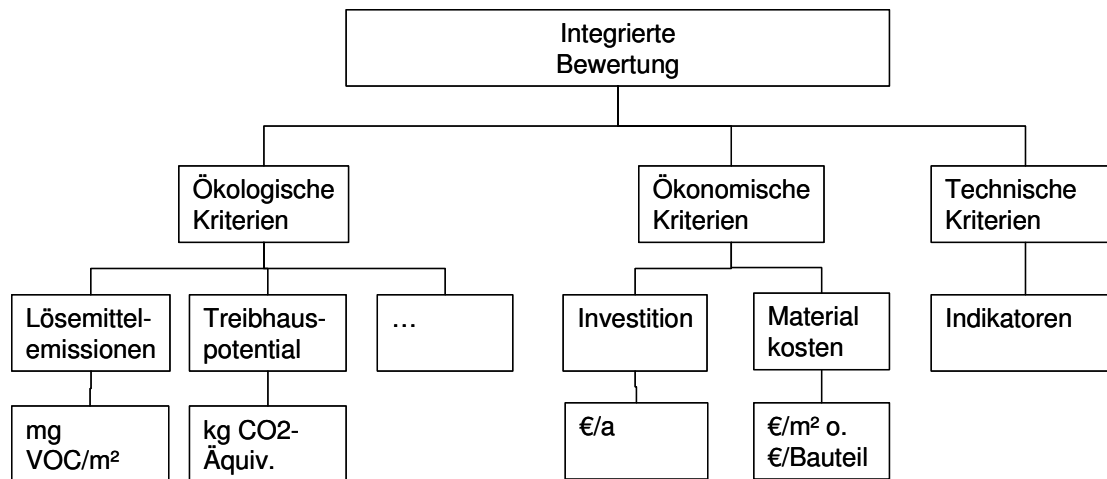


Abb. 5-48: Kriterienhierarchie für eine integrierte Technikbewertung [nach SPENGLER ET AL., 1997]

Für die Interpretation der ökologischen Kriterien ist es notwendig, die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung in eine Gewichtung, Normalisierung und Aggregation zu überführen, falls keine Gleichgewichtung aller Kriterien angestrebt wird. Die Parameter zur Beschreibung der Kriterien können, wie in Abbildung 5-48 dargestellt, quantitativ bewertet werden. Bei der Gewichtung der ersten Hierarchiestufe der Kriterien wird ein Ausgangsverhältnis von 30 Prozentpunkten für die ökologischen Kriterien, 40 Prozentpunkten für die ökonomischen Kriterien sowie 30 Prozentpunkten für die technischen Kriterien zu Grunde gelegt.

Die durch die vorangegangene Stoffstromanalyse und Umweltkostenrechnung gebildete quantitative Datenbasis bildet in der vorliegenden Arbeit die Grundlage zur Kriterienausprägung in den verschiedenen Alternativen wird aber nicht mit den absoluten Werten integriert, sondern nach Ausprägung in den verschiedenen Alternativen von 0 (negativ) bis 1 (positiv) bewertet. Die Beschreibung der Gewichtungen, der Normierung und der Ausprägung der Kriterien wird in Tabelle 25 an Hand der Zielerreichungsmatrix für eine unternehmerische Ausgangsgewichtung wiedergegeben.

Die Gewichtung wurde unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Stoffstromanalyse in Expertengesprächen mit Lackiererei-Betreiber, Lack-Zulieferern und Planungsabteilungen ermittelt, spiegelt aber z. T. nur einen speziellen Fokus eines Unternehmens bzw. ausgewählter Zulieferer wieder.

Tab. 25: Zielerreichungsmatrix als Basis zur Multikriteriellen Bewertung mit PROMETHEE

	Alternative							Standard	Standard+	Eco	Eco+
Kriterium	Art	Gew	nGew	PF	q	s	σ				
Investitionsabhängige Kosten	Max	18	0,04	I				0,9	0,1	0,4	0,2
Energiekosten	Max	6	0,03	I				0,3	0,4	0,7	0,8
Materialkosten	Max	8	0,04	I				0,3	0,35	0,6	0,7
Personalkosten	Max	8	0,04	I				0,3	0,35	0,5	0,7
Treibhauspotential	Max	7	0,035	I				0,3	0,4	0,65	0,7
Sommersmogbildungspotential	Max	9	0,045	I				0,2	0,35	0,6	0,65
Versauerungspotential	Max	3	0,015	I				0,4	0,35	0,45	0,5
Kumulierter Energieaufwand (KEA)	Max	6	0,03	I				0,4	0,5	0,75	0,8
Toxizität (PM ₁₀)	Max	5	0,025	I				0,2	0,3	0,75	0,8
Zukunftssicherheit (technisch)	Max	9	0,045	I				0,3	0,3	0,7	0,7
Zukunftssicherheit (legislativ)	Max	9	0,045	I				0,1	0,3	0,75	0,8
Qualität	Max	12	0,06	I				0,5	0,4	0,4	0,4

mit:

Art: Min.- oder Maximumkriterium PF: Präferenzfunktion:

Gew: Gewichtung I: Gewöhnliches Kriterium

nGew: normierte Gewichtung Weitere mögliche Präferenzfunktionen:

q: Indifferenz-Schwellwert II: Quasi-Kriterium

s: Präferenz-Schwellwert III: Kriterium mit linearer Präferenz

σ : Wendepunkt im Gauß-Kriterium IV: Stufen-Kriterium

Ökonomische Kriterien: V: Kriterium mit linearer Präferenz und Indifferenzbereich

Ökologische Kriterien: VI: Gauß-Kriterium

Technische Kriterien:

Für die Wahl der Präferenzfunktion der gesamten Kriterien wird der Präferenzfunktionstyp „Gewöhnliches Kriterium“ gewählt, da Unterschiede in der Kriterienausprägung ohne Abstufung bewertet werden. Zusätzlich sind in Tabelle 25 die möglichen Präferenzfunktionstypen aufgeführt, die für unterschiedliche Kriterienbeschreibungen genutzt werden können.

Die durch die Auswertung der Entscheidungsmatrix erzielte Rangfolge der Alternativen gibt Abbildung 5-49 wieder. Dabei stellt das Verfahren den Eco+-Prozess gefolgt vom Eco-Prozess unter Berücksichtigung der o. g. Gewichtung als beste Alternative heraus. Auf Grund der hohen Investitionen für den Standard+-Prozess (vgl. Tab. 25) wird dieser als schlechteste Alternative ausgewiesen. Die Folgerung, die sich aus dieser Feststellung ergibt, ist, dass eine ganzheitliche Verbesserung der Lackiertechnik nur durch einen Technologiesprung in Richtung Integrierter Lackierverfahren erreichbar ist.

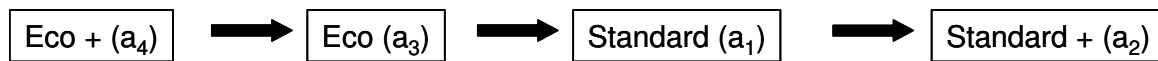


Abb. 5-49: Rangfolge der Lackiertechnologie-Alternativen als Ergebnis des Outranking-Verfahrens PROMETHEE I

Für das PROMETHEE I-Verfahren dominiert die Alternative Eco+ die übrigen Alternativen und wird als beste Alternative ausgewiesen.

Zusätzlich zur Interpretation der Ergebnisse in PROMETHEE I werden in PROMETHEE II die Ausgangs- und Eingangsflüsse und die daraus resultierenden Nettoflüsse betrachtet. Der Ausgangsfluss $F^+(a)$ beschreibt das Maß der Stärke einer Alternative und der Eingangsfluss $F^-(a)$ das Maß der Schwäche einer Alternative. Abbildung 5-50 stellt neben den Ausgangs- ($F^+(a)$) und Eingangsflüssen ($F^-(a)$) auch die daraus resultierenden Nettoflüsse $F(a)$ der jeweiligen Alternativen dar.

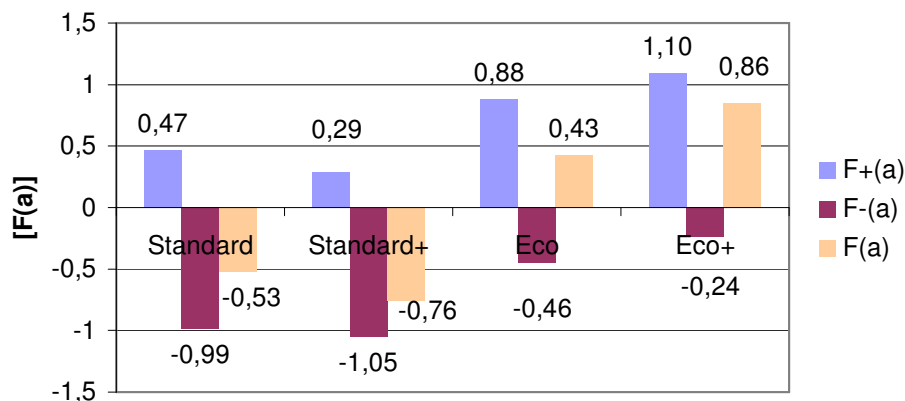


Abb. 5-50: Eingangs (F^-)- Ausgangs (F^+)- und Nettoflüsse (F) des Outranking-Verfahrens PROMETHEE II zur Bewertung der Stärken und Schwächen der Lackieralternativen

Abbildung 5-50 zeigt einen deutlichen Unterschied der Ausgangsflüsse $F^+(a)$ und Eingangsflüsse $F^-(a)$ zwischen den Standard- und Eco-Verfahren. Die Eco-Alternativen werden als bessere Alternativen ausgewiesen. Dies bedeutet, dass die im Eco-Prozess eingesetzten Maßnahmen im Bereich der Füller- Base Coat- und Clear Coat-Applikation den Maßnahmen des Standard+-Prozesses im Bereich der Vorbehandlung vorzuziehen sind, da sie insgesamt einen höheren Effekt erzielen.

Die Unterschiede der Eingangs- und Ausgangsflüsse $F^-(a)$ und $F^+(a)$ zwischen Standard- und Standard+-Verfahren sind nicht sehr ausgeprägt, was ebenfalls auf die geringere Bedeutung der Maßnahmen in der Vorbehandlung hinweist, da diese nur für einen bestimmten Umweltbereich

(vgl. Kap. 5.2.5) greifen und mit einem relativ hohen Kosteneinsatz verbunden sind (vgl. Tab. 25).

Der Einsatz der PP-Unterbodenschale führt im Eco+-Prozess zu einer weiteren Stärke dieser Alternative, obwohl nur die Vorteile innerhalb der gewählten Systemgrenze (Lackier-Prozess und Energiebereitstellung) und nicht die Auswirkungen in der Nutzungs- und Entsorgungsphase berücksichtigt werden. Das Eco+-Verfahren wird unter der angenommenen Gewichtung und der dargestellten Nettoflüsse $F(a)$ als die beste Alternative ausgewählt. Für den eigentlichen Applikationsprozess der PKW-Serienlackierung stellt aber der Eco-Prozess die Alternative dar, die zu einem neuen Standard entwickelt werden kann. Der Wegfall der Füller-Applikation und der Einsatz von Slurry-Lacken im Clear Coat weisen ganzheitliche Vorteile aus, da sie weder sehr kostenintensiv sind, noch Qualitätseinbußen zur Folge haben und eine starke Umweltverbesserung herbeiführen.

Die einzelnen Kriterien und deren Ausprägung auf Grundlage der Ausgangsgewichtung in Tabelle 25 für die verglichenen Lackialternativen werden in Abbildung 5-51 dargestellt.

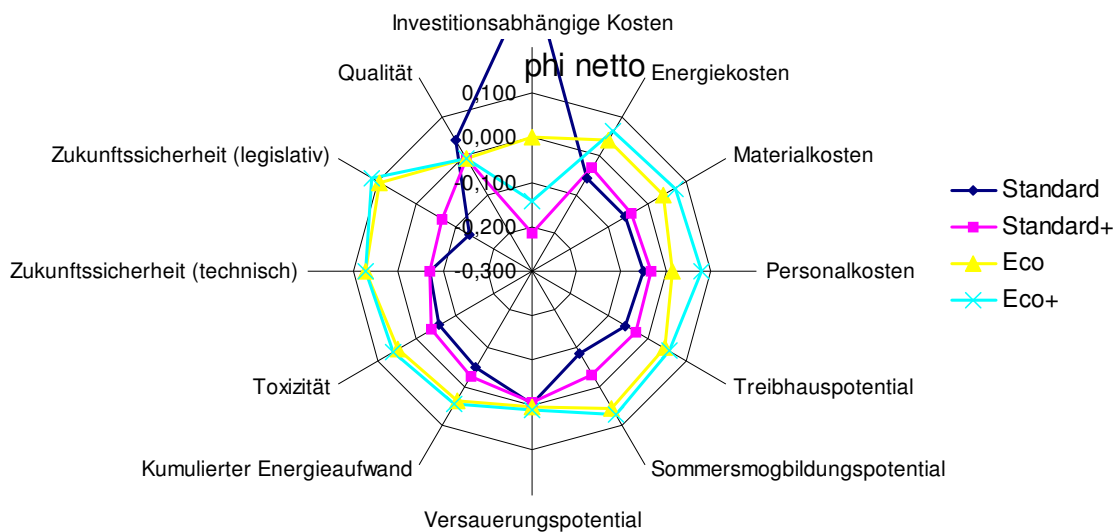


Abb. 5-51: Vergleich der Kriterienausprägung der Lackierszenarien an Hand des Nettoflusses F [phi netto] der Ausgangsgewichtung

Die konventionellen Lackierverfahren Standard und Standard+ schneiden in den meisten Kriterien deutlich schlechter ab als die Integrierten Lackierverfahren Eco und Eco+. Die Vorteile der Eco-Verfahren liegen in der geringeren Umweltbelastung im Bereich der Wirkungskategorien Treibhauspotential, Sommersmogbildungspotential, Toxizität und Kumuliertem Energieaufwand. Beim Versauerungspotential kommt es jedoch zu keiner weiteren Reduzierung durch die getroffenen Maßnahmen in den Eco-Prozessen. Die Einschätzung technischer und legislativer

Zukunftssicherheit beider Eco-Verfahren liegt deutlich über der der konventionellen Verfahren Standard und Standard+ (vgl. Abb. 5-51).

Im Bereich der Kosten stellt sich bei den Personal-, Material- und Energiekosten eine nicht so starke Differenz der konventionellen Verfahren zum Eco-Verfahren dar. Ein größerer Effekt wird hier durch die Einführung der Unterbodenschale im Eco+-Prozess erzielt, der sich auch gegenüber dem Eco-Prozess ausprägt.

Die investitionsabhängigen Kosten sind für den Standard-Prozess am besten bewertet, da dieser den Referenzprozess darstellt. Das Szenario Standard+ benötigt die größten Investitionen und wird für dieses Kriterium am schlechtesten bewertet. Eine Reduzierung des o. g. Versauerungspotentials kann aber nur durch die in diesem Szenario durchgeführten Maßnahmen innerhalb der Karosserievorbehandlung (vgl. Kap. 4.3) erreicht werden. Der Prozess Eco+ liegt in dem Kriterium der investitionsabhängigen Größen über dem Standard+-Verfahren aber noch deutlich unter dem Eco-Prozess. Diese Einschätzung beruht auf der Annahme, dass bei bestehenden Produktionsanlagen eine Demontage der Unterbodenschutzlinien nicht realisiert werden kann und es so mit der Verlagerung der Schale in den Montagebereich zu erhöhten Investitionen kommt.

Bei der Errichtung neuer Produktionsanlagen würde dieses Szenario weitaus besser bewertet werden, da die Teilanlagen zur Applikation und Trocknung des UBS-Auftrages nicht installiert werden müssten.

Bei der Betrachtung der Qualitätsaspekte wird nach Einschätzung der Experten auf Betreiberseite und den zuständigen Planungsabteilungen zu leichten Verschlechterungen kommen, die erst nach mehreren Adaptionenzyklen behoben werden können, wie es auch die Bewertung in Abbildung 5-51 ausdrückt. Mit der durchgeführten Detailbetrachtung der Kriterien kann ein sehr detailliertes Bild zur Entscheidungsunterstützung gegeben werden, dass für die Einführung des Eco- oder Eco+-Prozesses in der Automobillackierung spricht.

Die o. g. Darstellung zeigt eine der Arbeit und den Rahmenbedingungen zu Grunde liegende Auswahl von Handlungsalternativen zur Entscheidungsunterstützung, die auf einer speziellen fallbezogenen Ausgangsgewichtung beruhen, aber für andere Gewichtungsbeispiele überprüft werden müssen, um die Konsistenz des Ergebnisses beurteilen zu können.

Im nächsten Schritt wird die ermittelte Rangfolge und Ausprägung der Alternativen durch eine Sensitivitätsanalyse überprüft, indem die Gewichtung nach den Kriterien Technik, Ökonomie und Ökologie variiert wird.

5.5 Sensitivitätsanalyse zur Multikriteriellen Bewertung

Der Sensitivitätsanalyse liegen die in Tabelle 26 dargestellten Gewichtungen zu Grunde. Dabei werden, ausgehend von der Ausgangsgewichtung der multikriteriellen Szenarienbewertung, die Schwerpunkte Ökonomie, Technik und Ökologie bewertet.

Tab. 26: Sensitivitätsanalyse in Abhängigkeit der Gewichtung

<i>Gewichtung Kriterien</i>	Ausgangs- gewichtung	Gewichtung Ökonomie	Gewichtung Technik	Gewichtung Ökologie
Ökonomie	40	70	25	25
Ökologie	30	15	15	60
Technik	30	15	60	15

Für die Auswertung der Sensitivitäten wird für jede Gewichtung eine Zielerreichungsmatrix gebildet (vgl. Anhang IV), die analog zur Tabelle 25 die Gewichtung der einzelnen Kriterien innerhalb der Hierarchien Ökonomie, Technik und Ökologie beschreibt. Auf dieser Grundlage werden die einzelnen Flüsse $F^+(a)$, $F^-(a)$ und $F(a)$ und die abgeleitete Rangfolge verglichen und somit das Ergebnis auf Konsistenz geprüft.

Abbildung 5-52 stellt die o. g. Flüsse der einzelnen Lackiertechnologien aus der PROMETHEE-II Bewertung dar. Die Detailbetrachtung für die einzelnen Kriterien, wie in Kapitel 5.4 für die Ausgangsgewichtung durchgeführt, sind in Anhang V dokumentiert.

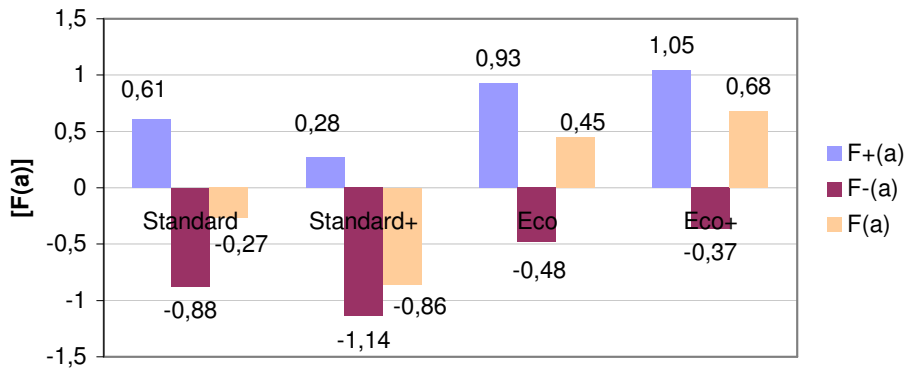


Abb. 5-52: Eingangs $F-(a)$ - Ausgangs $F+(a)$ - und Nettoflüsse $F(a)$ mit Gewichtung „Ökonomie“

Bei der nach ökonomischen Aspekten gewichteten Bewertung ergibt sich ein ähnliches Verhältnis der Flüsse der einzelnen Varianten des Standard- und Standard+-Verfahrens wie in der Ausgangsgewichtung (vgl. Abb. 5-50). Das Standard-Verfahren wird weiterhin trotz seines geringen Investitionsbedarfes aber dennoch hohen Personal- und Materialaufwandes als drittbeste Alternative bewertet. Die Unterschiede zwischen Eco- und Eco+-Verfahren haben sich abgeschwächt, so dass unter der Priorisierung ökonomischer Aspekte eine weitgehende Präferenz des Eco+-Verfahrens nicht gegeben ist, obwohl die Rangfolge gleich bleibt.

Für eine Gewichtung nach technischen Aspekten stellt sich eine fast identische Verteilung und Rangfolge der Ausgangsgewichtung dar (vgl. Abb. 5-53).

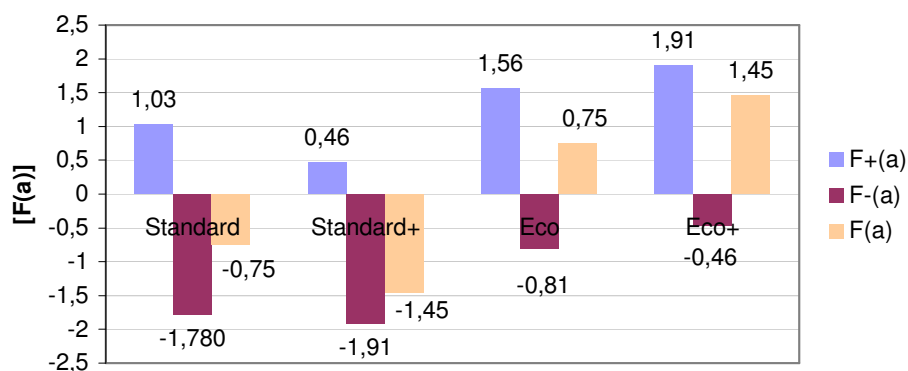


Abb. 5-53: Eingangs $F-(a)$ - Ausgangs $F+(a)$ - und Nettoflüsse $F(a)$ mit Gewichtung „Technik“

Die Gewichtung „Ökologie“ zeigt ein verändertes Bild der Flüsse und auch der ermittelten Rangfolge (vgl. Abb. 5-54).

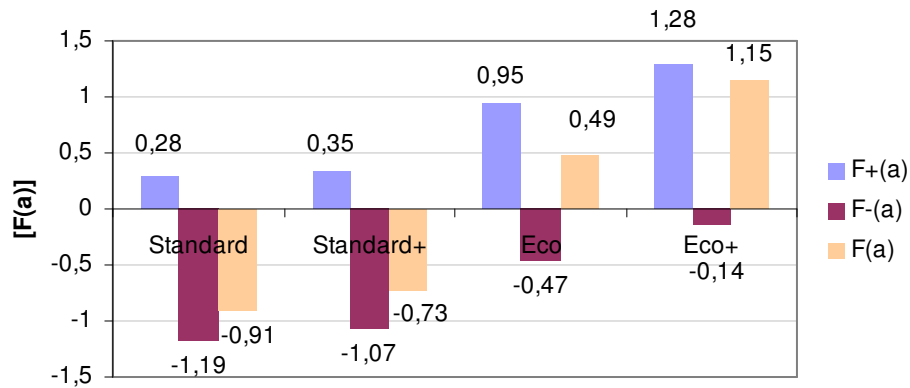


Abb. 5-54: Eingangs $F-(a)$ - Ausgangs $F+(a)$ - und Nettoflüsse $F(a)$ mit Gewichtung „Ökologie“

Die beiden Standardverfahren zeigen hohe Werte der Eingangsflüsse $F-(a)$ auf, was auf die fehlenden Maßnahmen in den Applikationsbereichen Füller bis Clear Coat zurückzuführen ist. Bei den Standardverfahren kommt es allerdings auch zu einem Rangfolgewechsel, der das Standard+-Verfahren in diesem Fall dem Standard-Verfahren vorzieht (vgl. Tab. 25), jedoch nur mit geringem Unterschied in der Ausprägung. D. h., dass bei einer starken Favorisierung der Umweltschutzaspekte das alternative, wenn auch mit höheren Investitionen behaftete Standard+-Verfahren, dem herkömmlichen Standard-Verfahren vorzuziehen ist. Für das Eco+-Verfahren ergibt sich eine klare Ausweisung als beste Alternative, die kaum Schwächen erkennbar werden lässt.

Abbildung 5-55 stellt die Nettoflüsse der verschiedenen Gewichtungen für die einzelnen Szenarien gegenüber.

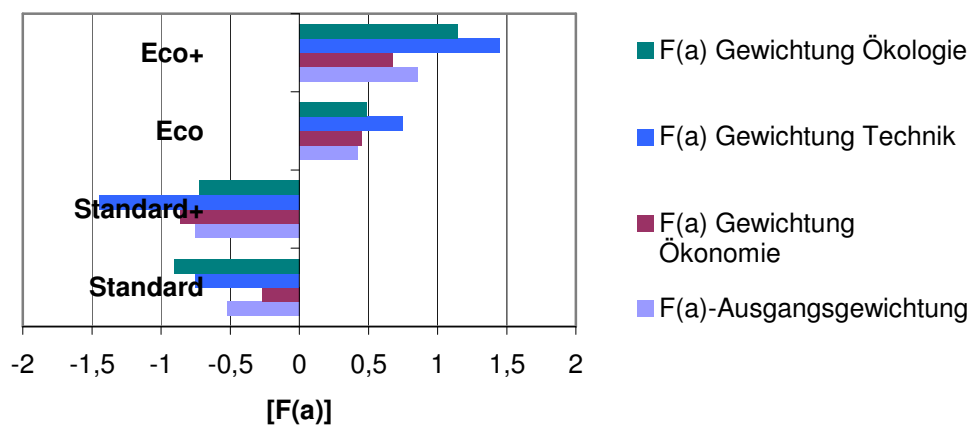


Abb. 5-55: Darstellung der Nettoflüsse $F(a)$ der angewandten Gewichtungen

Es wird deutlich, dass die Rangfolge sich nur bei der starken Gewichtung ökologischer Aspekte zwischen den beiden Standardverfahren ändert. Die Rangfolge der verschiedenen Gewichtungen fasst Tabelle 27 zusammen.

Tab. 27: Rangfolge der Alternativen nach Gewichtung nach PROMETHEE II

Gewichtung	Rangfolge
Ausgangsgewichtung	$a_4 \rightarrow a_3 \rightarrow a_1 \rightarrow a_2$
Gewichtung Ökonomie	$a_4 \rightarrow a_3 \rightarrow a_1 \rightarrow a_2$
Gewichtung Technik	$a_4 \rightarrow a_3 \rightarrow a_1 \rightarrow a_2$
Gewichtung Ökologie	$a_4 \rightarrow a_3 \rightarrow a_2 \rightarrow a_1$

Bei der Abschätzung der Konsistenz der erzielten Ergebnisse lässt sich zusammenfassend feststellen, dass die Ausweisung der Alternativenabfolgen durch die angewandten Outranking Verfahren PROMETHEE I und II aussagekräftig sind. Für eine Priorisierung ökologischer Aspekte kommt es nur zwischen den Standardverfahren zu einem Rangfolgewechsel, der sich durch die eindeutig bessere Umweltleistung erklären lässt. Die Entscheidung für ein Integriertes Lackierverfahren kann somit als gesichert gelten, da bei jeder Gewichtung die beiden Eco-Verfahren als die besten Alternativen unter den angenommenen Aspekten, Kriterien, Gewichtungen sowie Ausprägungen ausgewiesen werden.

6. Fazit

Mit der entwickelten Methode der „Ganzheitlich prozessorientierten Entscheidungsunterstützung“ wird ein integrierter pragmatischer Ansatz zur Bewertung vorhandener und zukünftiger Lackiertechnologien entwickelt. Die für den Einsatz einer Technologie maßgebenden und abzuwägenden Parameter sind frei wählbar und je nach wissenschaftlichem Hintergrund sowie Datenverfügbarkeit variierbar und erweiterbar.

Durch die Kombination verschiedener Betrachtungsdimensionen (Technik, Wirtschaft und Umwelt) ist es möglich, eine vereinfachte Trendbildung aufzuzeigen und durch Normalisierung diese unterschiedlichen Wertmaßstäbe vergleichbar zu machen.

Die durchgeführte Unsicherheits-Einfluss-Analyse auf der Grundlage von Datenqualitätsindikatoren erlaubt, auf der Ebene der Prozessbilanzen und abgeleiteter Umweltwirkungen, eine Abschätzung der Signifikanz von Unterschieden der Alternativen.

Die Verwendung von Stoffstromnetzen ermöglicht den Einsatz von Informationen mit Datenlücken, da aus den Modulen des Referenzszenarios (Lackier-Standardverfahren) neue Kompartimente bzw. Module für variierte Prozesse entwickelt werden können.

Die den jeweiligen Fallstudien zu Grunde liegenden quantitativen Informationen werden im letzten Schritt der Methode mit weiteren technischen und anderen Kriterien (Qualität, Anpassung an gesetzliche Entwicklungen etc.) zu qualitativen Bewertungen transformiert und tragen der unterschiedlichen Datenlage in Unternehmen Rechnung. Die Analyse von relativ leicht zu erstellenden Prozessbilanzen bei guter Datenverfügbarkeit ermöglicht in der Abschätzung der Umweltwirkung eine Genauigkeit, die notwendig ist, um ökologische Aspekte mit wirtschaftlichen Gesichtspunkten gleichrangig und eindeutig diskutieren und bewerten zu können.

Die Verwendung von Stoffstromnetzen zur Darstellung und Auswertung komplizierter, z. T. komplexer technischer Zusammenhänge innerhalb industrieller Produktionsstätten, hat sich als sehr hilfreich erwiesen. Die Erzeugung „gekoppelter“ Prozessbilanzen lässt sich aus der auf Stoffstromnetzen basierenden Stoffstromanalyse leicht generieren und mit Marktpreisen, Entsorgungs- oder Recyclingkosten koppeln und eine zur Abschätzung der Umweltwirkung notwendige Integration von Stoffinformationen durchführen.

Die erreichte Integration ökobilanzieller Bewertungen über „gekoppelte“ material- und energieflussbasierte Prozessbilanzen in die produktionswirtschaftliche Planung ist aber dennoch abhängig von Güte und Verfügbarkeit repräsentativer Daten. Ebenfalls ersetzt sie nicht die Sichtweise einer lebenswegbezogenen Betrachtung durch Ökobilanzen, ist jedoch unter den angesproche-

nen Aspekten der „simplified“ oder „streamlining“ LCA als ausreichend zur Grobeinschätzung der Umweltbelastung anzuwenden. Der durchgeführte Methodenvergleich zur Bewertung der Umweltwirkungen führt nicht zu einer Ausweisung der „besten“ Methode, sondern zeigt in allen drei untersuchten Methoden Stärken und Schwächen auf, die, auf die jeweilige Betrachtungsebene angepasst, z. T. Unvergleichbarkeiten aufzeigen oder zumindest in der Auswertung berücksichtigen.

Der in der vorliegenden Arbeit verwendete Ansatz der UBA-Methode 99 zeigt in der Praktikabilität für die bearbeitete Fragestellung und der differenzierten Ergebnisdarstellung eindeutige Vorteile. Die Übertragbarkeit und Anwendung auf andere Produktionsverfahren und Betrachtungsgrenzen kann nur unter Anpassung der Randbedingungen sinnvoll sein.

Die zur Anwendung gelangte Flusskostenrechnung lässt sich bezogen auf die Bewertung der Material- und Energieflüsse leicht anwenden. Weitere Informationen werden erst bei der multikriteriellen Bewertung qualitativ bewertet (Personal und investitionsabhängige Kosten) oder wie bspw. interne Transportaufwendungen oder Lagerkosten nicht berücksichtigt. Die Ausweisung von Umweltkosten als Umweltaufwendungen aus der Flusskostenrechnung lässt hingegen keine Differenzierung produktionsintegrierter Umweltkosten zu. Diese Differenzierung stellt sich allerdings in der Entscheidungsfindung als nicht vorrangig dar und wird nicht weiter verfolgt. Bei der Betrachtung der Herstellkosten in einem produzierenden Unternehmen kann auch, wie eingangs erwähnt, die Bedeutung der Materialkosten mit prozessnahe Optimierungspotential durch die Flusskostenrechnung ausgewiesen werden.

Die Anwendung des multikriteriellen Bewertungsverfahrens PROMETHEE auf die Fallstudie zeigt die unterstützende Funktion bei Mehrzielfragestellungen auf, die eine integrierte Betrachtung erfordert und gerade bei der Kombination Ökonomie, Technik und Ökologie in Industrieunternehmen trotz subjektiver Gewichtung, die oftmals für einzelne Fachbereiche Dominanzen bedeuten, nachvollziehbare und belastbare Ergebnisse liefert. Diese Vorteile liegen beim Vergleich von konventioneller Lackiertechnik und Integrierten Lackierkonzepten insgesamt im Bereich der innovativen Integrierten Technologie. Durch den hohen Detaillierungsgrad der Stoffstromanalyse können aber auch Teilprozesse identifiziert werden, die im Rahmen der neuen Lackier-Konzepte erhöhte Umweltbelastungen oder Mehr-Kosten verursachen.

Eine große Bedeutung für die Durchführung der Methode ist die Datenverfügbarkeit sowohl im Unternehmen als auch in der Zuliefererkette. Bei der Verwendung nicht repräsentativer und

nicht unternehmensspezifischer Datensätze kann es zu Fehleinschätzungen und somit falschen Entscheidungsempfehlungen kommen.

Das Ziel einer anwendbaren Methode zur integrierten ganzheitlich prozessorientierten Bewertung von Lackiertechnologien wird trotz dieser Abhängigkeit erfüllt, erfordert aber einen gewissen Aufwand in der Datenrecherche sowie eine konkrete Fehlerabschätzung.

Dabei hat sich die Unsicherheits-Einfluss-Analyse als pragmatische Anwendung mit hohem Erkenntnisgewinn erwiesen und kann somit auch außerhalb der Ökobilanzierung als praktikabel angesehen werden.

Die entwickelte Methode hat sich insgesamt als praktikable und transparente Anwendung erwiesen und zeigt, dass wissenschaftliche Instrumente sowohl in der betrieblichen Praxis Anwendung finden als auch einen wesentlichen Beitrag zu Entscheidungsprozessen in Unternehmen leisten können. Die Kombination und Kommunikation voneinander unabhängiger Methoden in ein integriertes Betrachtungsmodell ist dabei, wie in dieser Arbeit dargelegt, ein weiterer Schritt in Richtung eines in Planungsprozesse „Integrierten Umweltschutzes“.

Für die betrachteten Integrierten Lackierkonzepte lassen sich folgende Handlungsempfehlungen unter Berücksichtigung der getroffenen Annahmen aus Anwendung der entwickelten Methode der „Ganzheitlich prozessorientierten Entscheidungsunterstützung“ ableiten:

- Für bestehende Prozesse kann Transparenz der Stoff- und Energieströme hergestellt und Optimierungspotentiale identifiziert werden,
- Der ganzheitliche Vergleich zeigt eine Überlegenheit Integrierter Lackierkonzepte im Umweltbereich,
- Besonders der Einsatz wasserbasierter Prozess-Materialien im Clear Coat führt zu einer deutlichen Entlastung der Lösemittelemissionen und somit zur POCP-Reduzierung,
- Die Verlagerung der Füllerfunktion in die Base Coat-Applikation im Integrierten Lackierkonzept vermindert den Energieeinsatz und bedeutet eine Reduzierung des Global Warming Potentials (GWP100) sowie der Feinstaubbildung (PM₁₀),
- Optimierungsmaßnahmen im Bereich der Vorbehandlung führen zu einer Reduzierung der Abwasserbelastung und somit des Eutrophierungspotentials, sind aber mit erhöhtem Kosteneinsatz verbunden und
- Eine betriebsinterne Kostenbelastung kann überwiegend durch die Reduzierung von Materialkosten erreicht werden.

Aus der Durchführung der Flusskostenrechnung lassen sich ebenfalls Potentiale zur Eignung als Umweltkostenrechnung im betrieblichen Einsatz ableiten:

- Die Ermittlung der Flusskosten auf Material- und Energieflussbasis kann aus Prozessbilanzen leicht abgeleitet werden,
- Die Detaillierungstiefe ist innerhalb der Flusskostenrechnung frei wählbar,
- Die Zusammenführung von ökologisch motivierter Stoff- und Mengensicht und der Kostenaspekte ermöglicht die Bildung von Synergien, die bei einseitig fachlich geprägten Einzelbetrachtungen nicht deutlich werden,
- Eine Transparenzerhöhung innerbetrieblicher Prozesse führt zu einer Identifikation von Kosten- und Emissionssenkungspotentialen und
- Eine verursachungsgerechte Zuordnung von Kosten.

Somit ist eine Vorgehensweise zur Erstellung eines betrieblichen Stoffstrom- und Flusskostenmanagements identifiziert, die relevante Flüsse durch einen Prozess und somit, nach Aneinanderreihung sämtlicher Prozesse, durch ein Unternehmen in einer Systematik erfasst und somit einer verbesserten Steuerung zugänglich macht. Durch die Verknüpfung der Material- und Energieströme mit Preisen, sowie die Ergänzung von Personalkosten und Investitionen, wird ebenfalls eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung von Technologien ermöglicht.

Die darauf aufsetzende Zusammenführung mit weiteren technischen Kriterien in einem Multikriteriellen Entscheidungsverfahren ermöglicht dann, betriebliche Entscheidungssituationen transparent und nachvollziehbar zu machen.

Zusammenfassend kann die entwickelte Methode als ein Schritt integrierter Technikbewertung betrachtet werden und der Ausgestaltung nachhaltigen industriellen Wirtschaftens auf planerischer Ebene Hilfestellung geben.

7. Zusammenfassung

Die Veränderung in den Werten von Gesellschaften durch zunehmende Veränderung der Umwelt und globaler Schädigung von Ökosystemen hat zu der Suche und der Entwicklung von Ansätzen zu nachhaltigen Wirtschaftsweisen geführt. Dabei zeigt sich vor allem die Erkenntnis, dass Schadstoffe, Umweltverschmutzung und Schädigungen am Menschen und der Umwelt nicht unidirektional zu betrachten sind, sondern sich komplexe Zusammenhänge und Wirkmechanismen ausbilden, die mit einfachen Denkmodellen nicht oder nur unzureichend beschrieben werden können. Ebenfalls hat sich überwiegend der Konsens eingestellt, dass Ressourcen nur endlich zur Verfügung stehen.

Für Volkswirtschaften und einzelne Unternehmen bedeutet dies, eine „relative“ Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Ressourcenverbrauch anzustreben, um so, bei sich verknappendem Rohstoffangebot, weiterhin handlungsfähig zu sein und kostengünstig, wettbewerbsfähig und nachhaltig zu produzieren.

Zur Umsetzung des Nachhaltigkeits- bzw. Effizienzgedankens wurden verschiedene legislative Initiativen auf z. T. wissenschaftlicher Basis entwickelt, die für bestimmte Fragestellung in Unternehmen anwendbar sind, aber integrierte Betrachtungen kaum zulassen.

Neuere Ansätze im Rahmen der Integrierten Technikbewertung und auch der Gesetzgebung haben diese notwendige Integration verschiedener Fachgebiete wie Finanzcontrolling und Umweltschutz oder Design und Entsorgung aufgegriffen und umgesetzt.

Im Rahmen dieser Integrationsermittlung ist die vorliegende Arbeit zu sehen, die für die Aspekte Ökonomie, Technik und Ökologie einen konzeptionellen Ansatz entwickelt, der auf Grund seiner Praktikabilität in Unternehmen angewandt werden kann.

Das Ziel der Arbeit ist es, wirtschaftliche, technische und umweltbezogene Belange gleichrangig zu berücksichtigen und durch die entwickelte Methode konsistente, nachvollziehbare Ergebnisse zu erzielen und somit zur Entscheidungsunterstützung beizutragen.

Die Umsetzung erfolgt an Hand des Vergleichs in Europa bestehender Lackierprozesse mit innovativen, sich z. T. in der Entwicklung befindlichen, Integrierten Lackierkonzepten in der Automobilserienproduktion.

Die entwickelte Methode teilt sich in ein quantitatives Vorgehen auf der Basis selbst entwickelter „gekoppelter“ Prozessbilanzen und ein qualitatives Vorgehen mittels multikriterieller Bewertung auf.

Die Ausweisung der Umweltwirkung und der Kostenaspekte wird durch eine Stoffstromanalyse ermittelt. Die Wirkungsabschätzung wird nach einem Vergleich unterschiedlicher Bewertungsmethoden auf ein konventionelles europäisch verbreitetes Lackierverfahren am Beispiel einer existierenden Referenzanlage in der Automobilindustrie mit der UBA-Methode 1999 durchgeführt.

Parallel wird aus der Anwendung einer Umweltkostenrechnung, der Flusskostenrechnung, der Umweltkostenanteil der Teilprozesse in den zu vergleichenden Lackierkonzepten ausgewiesen.

Abschließend werden die quantitativen Aspekte zu einer qualitativen Bewertung mit weiteren technischen und anderen Aspekten wie Qualität etc. herangezogen und mittels Multikriteriellem Entscheidungsverfahren PROMETHEE bewertet.

Das PROMETHEE I sowie das PROMETHEE II-Verfahren benennt die Integrierten Lackierkonzepte als beste Alternativen, was die Konsistenz und Belastbarkeit des Ergebnisses unterstreicht.

Die Entscheidungsfindung bei unvergleichbaren Alternativen, die sich bei der Anwendung o. g. Verfahren ergeben können, muss der betrieblichen Investitionsrechnung und dem Controlling vorbehalten bleiben. Das Ziel der entwickelten Methode ist vorrangig, die Transparenz für Entscheidungsprozesse auf Experten- und Planungsebene unter Berücksichtigung der beschriebenen Rahmenbedingungen zu verbessern.

8. Ausblick

In der vorliegenden Arbeit wurde einleitend von einer notwendigen nachhaltigen Entwicklung in der Wirtschaftsweise von Volkswirtschaften und Unternehmen gesprochen. Der verantwortliche Umgang mit Ressourcen führt zu der Suche nach Werkzeugen, die eine ganzheitliche Technologie-Bewertung ermöglichen und zu der Entwicklung eines „Industriellen Stoffstrommanagements“ beitragen. Ein Beitrag auf dem Weg dorthin hat der methodische Ansatz dieser Arbeit geleistet, viele Fragen sind aber noch zu beantworten.

So ist eine methodische Integration sozio-ökonomischer Aspekte für eine ganzheitliche Sichtweise erforderlich, stellt aber derzeit in den verschiedensten Ansätzen zur Nachhaltigkeitsbewertung und Berichterstattung eine große Hürde dar. Weiter ist der Prozess der Vereinfachung von Ökobilanzierungsansätzen unter dem Aspekt „simplified“ Life Cycle Assessment noch lange nicht abgeschlossen und kann zu Einschätzungen der Umweltwirkungen führen, die auf Grund fehlender wissenschaftlicher Erkenntnisse oder methodischer Schwächen nicht vergleichbar oder repräsentativ sind.

Ebenfalls sind die methodischen Ansätze zur Ausweisung von Umweltkosten vielfältig und lassen sich trotz Normierungsinitiative staatlicher Institutionen nicht generalisierbar machen. Eine Entwicklung in Richtung einer einheitlichen Nomenklatur der unterschiedlichen Ansätze wäre in der praktischen Anwendung hilfreich und würde zu vergleichbaren Angaben führen. In diesem Rahmen muss auch die Frage beantwortet werden, inwieweit die Ausweisung von Umweltkosten und eine weitere Differenzierung zum Erkenntnisgewinn beitragen und bei Planungsentscheidungen berücksichtigt werden sollten.

Ein weiteres intensives Entwicklungspotential ergibt sich aus der Fragestellung der Datenverfügbarkeit und nähert sich dem Thema der Betrieblichen Umweltinformationssysteme. Dies bedeutet eine Erweiterung der betrieblichen Datenhaltung von Umweltinformationen in Bezug auf die legislative Gestaltung des globalen Wirtschaftsraumes und vor allem eine Integration und Kommunikation von klassisch in Unternehmen vorhandenen Produktionsplanungs- und Controllingsystemen mit Betrieblichen Umweltinformationssystemen, die sich ebenfalls in einer dynamischen und weit gefächerten Entwicklung befinden.

Die aufgeworfenen Fragestellungen zeigen, dass der Weg hin zu einem Integrierten Umweltschutz, wie es einleitend beschrieben wird, nicht mit einfachen und kurzfristigen Lösungsansätzen zu bewerkstelligen ist. Vielmehr sind auf den verschiedensten Akteursebenen nachhaltige Denk-Ansätze und Verhaltensmuster zu generieren, die den Gedanken der Integration von weiteren Wertmaßstäben in herkömmliche Entscheidungsprozesse erlauben und zu Transparenz und Vertrauen führen.

In diesem Rahmen kann die prozessorientierte Betrachtung von Stoffflüssen durchaus eine Umorientierung heutiger Managementphilosophien und eine Erweiterung des Umweltcontrollings nach sich ziehen. Ausgangspunkt sind dann die Stoffflüsse, wie sie von der Anlieferung bis zum Verlassen des Unternehmens fließen und eine gemeinsame unternehmensweite Kommunikationsbasis bilden können.

In den kommenden Jahren wird es Aufgabe von Praxis und Wissenschaft sein, die monetäre Wahrnehmung und die stoffliche Basis aus ökonomischen und ökologischen Gründen aufeinander abzustimmen.

Literatur

- Ahbe, S.; Braunschweig, A.; Müller-Wenk, R.
Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), Schriftenreihe Umwelt Nr. 133, Bern 1990
- Arndt, H.K.
Flußkostenrechnung – eine Umweltkostenkonzeption für das Umweltmanagement. In: Fichter, K. (Hrsg.): Die EG-Öko-Audit-Verordnung – mit Öko-Controlling zum zertifizierten Umweltmanagementsystem. S. 249-259, München/Wien (1995)
- Baccini, P. & Bader, H.-P.
Regionaler Stoffhaushalt: Erfassung, Bewertung und Steuerung. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg/Berlin 1996
- Bannwitz, P.; Heckel, H.
Automobil-Lackierung 2000: Evolution statt Revolution. In: Journal für Oberflächentechnik (JOT), S. 16-20, Heft 9, 1999
- Bauer, Ch.; Buchgeister, J.; Schebek, L.
German Network on Life Cycle Inventory Data. In: Center for Advanced Technological and Environmental Training (Hrsg.). Proceedings of the International Workshop on Quality of LCI Data. October, 20th to 21th, 2003, Forschungszentrum Karlsruhe 2003
- Baumgarten, B.
Petri-Netze – Grundlagen und Anwendungen. 2. Aufl. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg/Berlin 1996
- Bare, J. C.; Hofstetter, P.; Pennington, D. W.; Udo de Haes, H. A.
Life Cycle Impact Assessment Workshop Summary. Midpoint versus Endpoint: The Sacrifices and Benefits. International Journal of Life Cycle Assessment 5(6), ecomed publishers, Landsberg 2000
- Beck-Texte
Umweltrecht. Deutscher Taschenbuch Verlag, München 2000
- Björklund, A. E.
Survey of Approaches to Improve Reliability in LCA. In: International Journal of Life Cycle Assessment, 7. Jg. Heft 2 (2002)
- Böhler, A.; Kottmann, H.
Ökobilanzen. Beurteilung der Bewertungsmethoden. In: Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie, 8 Jg., Heft 2, S. 107-112, 1996
- Brans, J.P.; Vincke, Ph.; Mareschal, B.
How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method. In: European Journal of Operational Research 24. S. 228-238, 1986
- Braunschweig, A.; Brand, G.; Scheidegger, A.; Schwank, O.
Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 1997. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), Bern 1998

- Brock, T.; Groteklaes, M.; Mischke, P.
Lehrbuch der Lacktechnologie. Vincentz-Verlag, Hannover 1998
- Bullinger, H.-J.
Betriebliche Umweltinformationssysteme als Grundlage für den Integrierten Umweltschutz. In: Bullinger, H.-J., Jürgens, G., Rey, U., Betriebliche Umweltinformationssysteme in der Praxis. Tagungsband zum Management-Symposium am 28. Juni 1999, Haus der Wirtschaft, IRB-Verlag, Stuttgart 1999
- Bullinger, H.-J.; Jürgens, G.; Rey, U. (Hrsg.)
Stoffstrommanagement – Effizient produzieren nach Umwelt- und Kostenzielen. 4. Management-Symposium Produktion und Umwelt, Fraunhofer-Institut für Arbeitswirtschaft und Organisation IAO, Stuttgart 2002
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Referat Öffentlichkeitsarbeit, Berlin
(a) Altauto-Verordnung. Art.-Nr.: 2305, Mai 2000
(b) Umweltpolitik, Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro. Dokumente: Klimakonvention, Konvention über die biologische Vielfalt, Rio-Deklaration, Walderklärung. (o. Datum)
(c) Umweltpolitik Agenda 21, Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro. Dokumente, Berlin 1997
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit/Umweltbundesamt (Hrsg.)
Handbuch Umweltcontrolling, Vahlen Verlag, München 1995
- Deutsches Lackinstitut (Hrsg.):
(a) Fakten zu Lacken und Farben – Lösemittel. Ausgabe Nr. 6, Frankfurt am Main, 2000
(b) Einblicke – Die Lackindustrie in Deutschland. Frankfurt am Main 2000
(c) Aufgliederung des Inlandsverbrauch von Lacken und Farben 2002
<http://www.lacke-und-farben.de>
- Dreyer, L.C.; Niemann, A. L.; Hauschild, M. Z.
Comparison of Three Different LCIA Methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99. In: The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 8 No. 4, S. 191-200, 2003
- Diffenhard, V. J.-F.; Kreeb, M. Th.; Gunther le Maire, Walther; Wucherer, Ch. J.
Pilotprojekt – Pretest der Norm ISO 14031 Umweltleistungsbewertung in kleinen und mittelständischen Unternehmen. DIN Deutsches Institut für Normung, Berlin 01/2004
<http://www.nagus.din.de>
- Eberle, R. (Diss.)
Methodik zur ganzheitlichen Bilanzierung im Automobilbau. Schriftenreihe B. Fahrzeugtechnik - des Institutes für Straßen- und Schienenverkehr (D 83) (Hrsg.), Berlin 2000
- EMAS-Verordnung
VO Nr. 761/2001/EG: Öko-Audit-Verordnung (EMAS II). Abl. EG v. 24.04.2001 Nr. L 114
http://europa.eu.int/comm/environment/emas/index_en.htm

- Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages
Die Industriegesellschaft gestalten – Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Economica Verlag, Bonn 1994
- Enzler, S.; Strobel, M.; Wagner, B.
Begriffserklärung Umweltkosten. In: UB-Media Fachdatenbank, Markt Schwaben 06/2001
<http://www.ubmedia.de>
- Eyerer, P. (Hrsg.)
Ganzheitliche Bilanzierung – Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen. Springer Verlag, Berlin 1996
- Fent, K.
Ökotoxikologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart 1998
- Fichter, K. & Clausen, J. (Hrsg.)
Schritte zum nachhaltigen Unternehmen - Zukunftsweisende Praxiskonzepte des Umweltmanagements. Springer Verlag, Berlin 1998
- Fichter, F.; Loew, T.; Redmann, C.; Strobel, M.
Flusskostenmanagement - Kostensenken und Öko-Effizienz durch eine Materialflussorientierung in der Kostenrechnung. Hessisches Ministerium für Wirtschaft, Verkehr und Landesentwicklung, Hessische Technologiestiftung (Hrsg.), Wiesbaden 1999
- Fichter, K.; Loew, T.; Seidel, E.
Betriebliche Umweltkostenrechnung – Methoden und praxisgerechte Weiterentwicklung. Springer Verlag, Berlin 1997
- Fischer, H. & Blasius, R.
Umweltkostenrechnung. In: Handbuch Umweltcontrolling. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit/Umweltbundesamt (Hrsg.), S. 439-457, Verlag Franz Vahlen, München 1995
- Fischhaber, G.; Flake, M.; Fleißner, T.; Hansen, A..
In: Flake, M.; Seppelt, R.; Söndgerath, D. (Hrsg.): Umweltsystemanalyse – Dynamik natürlicher und anthropogener Systeme und ihre Wechselwirkungen. Landschaftsökologie und Umweltforschung Heft 33, Selbstverlag Institut für Geoökologie der Technischen Universität Braunschweig, Braunschweig 1999
- Flake, M.; Fleissner, T.; Hansen, A.
Ökologische Bewertung des Einsatzes nachwachsender Rohstoffe für Verkleidungskomponenten im Automobilbau – Lebensweganalyse verschiedener Faserverbundwerkstoffe. Institut für Geographie und Geoökologie der Technischen Universität Braunschweig (Hrsg.), Heft 34, Braunschweig 2000
- FTU 2003
Center for Advanced Technological and Environmental Training (Hrsg.). Proceedings of the International Workshop on Quality of LCI Data. October, 20th to 21th, 2003, Forschungszentrum Karlsruhe 2003
- Gehmecker, H.
Triktion-Phosphatierung von Aluminium, Stahl und Zink. In: metalloberfläche (mo), Heft 10/90, S. 485-489, 1990

- Gehmecker, H.
Umweltverträgliche Verfahren zur Zinkphosphatierung. In: Journal für Oberflächentechnik (JOT), S. 42-46, Heft 5, 1992
- Gehmecker, H.
Niedrigzink-Phosphatierung. In: metalloberfläche (mo), Heft 10/95, S. 760-766, 1995
- Geldermann, J. (Diss.)
Entwicklung eines multikriteriellen Entscheidungsunterstützungssystems zur integrierten Technikbewertung. Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 16 Nr. 105 VDI Verlag GmbH, Düsseldorf 1999
- Geldermann, J.; Rentz, O.
Entwicklung eines multikriteriellen Entscheidungsunterstützungssystems zur integrierten Technikbewertung. Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung (DFIU), Universität Karlsruhe 12/2003
<http://www.dfiu.wiwi.uni-karlsruhe.de>
- Geldermann, J.; Schollenberger, H.; Wenzel, S.; Rentz, O.
Integrated Scenario Analysis of Metal COATING (ISACOAT). SETAC 12th Annual Meeting, Wien 2002
- Geldermann, J.; Zhang, K.; Rentz, O.
Entwicklung eines integrierten multikriteriellen Gruppenentscheidungsunterstützungssystems (MGDSS). In: Fichtner, W & Geldermann, J.: Einsatz von OR-Verfahren zur techno-ökonomischen Analyse von Produktionssystemen. Verlag Peter Lang, Frankfurt 2002
- Gernuks, M. (Diss., unveröff.)
Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Umweltaspekten mit der Ableitung von Umweltzielen im Rahmen von EMAS. Fachbereich Bauingenieurwesen und Geodäsie der Technischen Universität Darmstadt, 2004
- Giegrich, J. & Detzel, A.
Gesamtökologischer Vergleich graphischer Papiere. In: UBA-Texte 22/2000, Umweltbundesamt (Hrsg.), Berlin 2000
- Goedkoop, M.J.
De Eco-indicator 95. Final report. NOH report 9523, PRé Consultants, Amersfoort (NL) 1995
- Goedkoop, M. J.; Heijungs, R.; Struis, J; Huppers, G.; van der Meent, D.
Combined Midpoint/endpoint impact assessment, CML, Leiden (NL) 11/2003,
<http://www.pre.nl>
- Goedkoop, M. & Spriensma, R.
The Eco-indicator 99 – A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report. PRé Consultants, Amersfoort (NL) 2000
- Gómez, J. C. M. & Rautenstrauch, C.
Von der Ökobilanzierung bis zur automatisierten Umweltberichterstattung mit Stoffstrommanagementsystemen – eine Fallstudie. Shaker Verlag, Aachen 2001

- Gorree, M.; Guinée, J. B.; Huppes, G.; van Oers, L.
Environmental Life Cycle Assessment of Linoleum – final report. Institute of Environmental Sciences (CML), Leiden University 2000
- Gruber, M.
Volkswagen AG, Wolfsburg, Persönliche Mitteilung, 2001
- Guinée, J. B.
Handbook on Life Cycle Assessment – Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht 2002
- Haasis, H.-D.
Ein Überblick über Betriebliche Umweltinformationssysteme.
In: Umweltwirtschaftsforum, 5. Jahrgang, Heft 3, IUWA-Institut für Umweltwirtschaftsanalysen, Heidelberg 1997
- Haasis, H.-D.; Hilty, L.M.; Hunscheid, J.; Kürzl, H.; Rautenstrauch, C. (Hrsg.)
Umweltinformationssysteme in der Produktion – Fachgespräch des Arbeitskreises Betriebliche Umweltinformationssysteme. Metropolis-Verlag, Berlin 1995
- Hallay, H. (Hrsg.)
Die Ökobilanz – Ein betriebliches Informationssystem. Schriftenreihe des IÖW, Heft 27, Berlin 1989
- Hallay, H.; Pfriem, R.
Öko-Controlling: Umweltschutz in mittelständischen Unternehmen. Campus Verlag, Frankfurt/Main 1992
- Harsch, M. (Diss.)
Modellierung und Optimierung verfahrenstechnischer Prozesse in der Lackiertechnik - Beitrag zur Ganzheitlichen Bilanzierung. Shaker Verlag, Aachen 1998
- Harsch, M.
Automobillackierkonzepte der Zukunft simulieren. In: metalloberfläche (mo), Heft 7/99, S. 38-41, 1999
- Harsch, M.; Schuckert, M.; Eyerer, P.; Finkbeiner, M.; Saur, K.
Design for the Environment of Automotive Painting Concepts. SAE TECHNICAL PAPER SERIES 980477, Detroit 1998
- Hauff, V. (Hrsg.)
Unsere gemeinsame Zukunft: Der Brundtlandbericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Eggenkamp Verlag, Greven 1999
- Heijungs, R.; Guinée, J. B.; Huppes, G.; Lankreijer, R. M.; Udo de Haes, H. A.; Sleeswijk, A.
Environmental life cycle assessment of products. Backgrounds – October 1992. Centre of Environmental Science, Leiden 1992
- Heimlich, B.
Ford setzt auf mehrstufiges Verfahren mit Ultrafiltration. In: Journal für Oberflächentechnik (JOT), S. 52-54, Heft 8, 1996
- Heitsch, J.-U. (Diss.)
Multidimensionale Bewertung alternativer Produktionstechniken: Ein Beitrag zur technischen Investitionsplanung. Shaker Verlag, Aachen 2000

- Herbst, S. (Diss.)
Umweltorientiertes Kostenmanagement durch Target Costing und Prozeßkostenrechnung in der Automobilindustrie. Josef Eul Verlag, Lohmar/Köln 2001
- Hesselbach, J.; Spengler, T.; Graf, R.; Ploog, M.
Stoffstrombasiertes Supply Chain Management – Materialkreisläufe schließen. In: Umwelt, Heft 4/5, 2001
- Hierschier, R.; Kumlin, A.-S.
How compatible are the Swiss Ecospol and the Swedish SIRII-Spine-Formats for Data Documentation and Exchange. In: Center for Advanced Technological and Environmental Training (Hrsg.). Proceedings of the International Workshop on Quality of LCI Data. October, 20th to 21th, 2003, Forschungszentrum Karlsruhe 2003
- Hilt, M.; Kraus, R.
Integriertes Lacksystem und Pulver-Slurry. In: metalloberfläche (mo), Heft 7/99, S. 43-45, 1999
- Hochfeldt, Ch.; Jenseit, W.
Allokation in Ökobilanzen und bei der Berechnung des Kumulierten Energieaufwandes (KEA). Arbeitspapier im Rahmen des UBA-F&E-Vorhabens Nr. 10401123 – Erarbeitung von Basisdaten zum Energieaufwand und der Umweltbelastung von energieintensiven Produkten und Dienstleistungen für Ökobilanzen und Öko-Audits. Öko-Institut (Institut für angewandte Ökologie e.V.), Freiburg 1998
- Hochschorner, E.; Finnveden, G.
Evaluation of Two Simplified Life Cycle Assessment Methods. In: The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 8 No. 3, S. 119-128, 2003
- Hoffmann, U. & Klein, W.
Energiebilanz von Lackieranlagen. In: Jahrbuch für Lackierbetriebe 2000, Vincentz Verlag, Hannover 1999
- Hofstetter, P.; Tietje, O.
Ökobilanz-Bewertungsmethoden. State-of-the-art, Neuentwicklungen 1998, Perspektiven. Nachbearbeitung des 6. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 12. März 1998, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
- Hulke, H.; Koch, H. A.; Wagner, R.
Römpf Lexikon Umwelt. Georg Thieme Verlag, Stuttgart 1993
- Hwang, C.-L.; Yoon, K.
Multiple Attribute Decision Making. Methods and Applications. A State-of-the-Art Survey. Lecture Notes in Economics and Mathematical Systems 186, Springer Verlag, Berlin 1979
- Institut für Umweltinformatik (ifu) (Hrsg.)
Umberto – Software für das betriebliche Stoffstrommanagement. Benutzerhandbuch Version Umberto 4, Hamburg 2001
- ISO (International Organisation of Standardisation)

- ISO 14040 als DIN EN ISO 14040
Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen. Normenausschuß Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin 1997
- ISO 14041 als DIN EN ISO 14041
Ökobilanz – Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. Normenausschuß Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin 1997
- ISO 14042 als DIN EN ISO 14042
Ökobilanz – Wirkungsabschätzung. Normenausschuß Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin 2000
- ISO 14043 als DIN EN ISO 14043
Ökobilanz –Auswertung. Normenausschuß Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin 2000
- Jiménez, A.; Schmidt, H.
Chrom-VI-freie Nachbehandlungsverfahren. In: metalloberfläche (mo), Heft 9/99, S. 46-49, 1999
- Joliet, O.; Brent, A.; Goedkoop, M.; Itsubo, N.; Mueller-Wenk, R.; Peña, C.; Schenk, R.; Stewart, M.; Weidema, B.
Life Cycle Impact Assessment Programme of the Life Cycle Initiative, Final report of the LCIA Definition study, SETAC 12/2003 <http://www.setac.org>
- Kraus, R.; Wiemann, G.
Nicht nur Augen für Pulver Slurry. In: Journal für Oberflächentechnik (JOT), S. 22-29, Heft 9, 1999
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) (Hrsg.)
Betriebliches Material- und Energieflussmanagement – Öko-Effizienz durch nachhaltige Reorganisation. Karlsruhe 1999
- Lemser, B. & Maselli, J.
Entwicklung und Anwendbarkeit einer bauteilbezogenen integrierten Kennzahl der Umweltinanspruchnahme als betriebliche Information für die Entwicklung von Kfz bei der Volkswagen AG. Unveröffentl. Studie, Clausthal-Zellerfeld 1996
- Letmathe, P.; Stürznickel, B.; Tschesche, J.
Ressourcenkostenrechnung. in: UWF 4/02, S. 52 – 57, Heidelberg 2002
- Loew, T.
Kein „one best way“ im Umweltkostenmanagement. In: Ökologisches Wirtschaften 6/2000 – Schwerpunkt Umweltkostenmanagement. S. 10-11, Berlin 2001
- Loew, T. & Jürgens, G.
Flusskostenrechnung versus Umweltkennzahlen. In: Ökologisches Wirtschaften 5-6/1999, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (Hrsg.), Berlin 1999

- Lundie, S. (Diss.)
Ökobilanzierung und Entscheidungstheorie: praxisorientierte Produktbewertung auf der Basis gesellschaftlicher Werthaltungen. Springer Verlag, Berlin 1999
- Maurice, B.; Frischknecht, R.; Coelho-Schwartz, V.; Hungerbühler, K.
Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants. In: Journal of Cleaner Production, 8. Jg., 2000
- Meadows, D. H.; Meadows, D.L.; Randers, J.
Die neuen Grenzen des Wachstums. Rowohlt Verlag, Berlin 1993
- Metzner, M.
Recyclingtechnologien für die wäßrige Vorbehandlung. In: metalloberfläche (mo), Heft 6/99, S. 14-17, 1999
- Minko, P.
Neuer 2K-Wasserbasislack übernimmt Füllerfunktion. In: Journal für Oberflächentechnik (JOT), S. 46-50, Heft 9, 1999
- Möller, A. (Diss.)
Grundlagen stoffstrombasierter Betrieblicher Umweltinformationssysteme. Projekt Verlag, Bochum 2000
- Molz, Th.
Schwermetallfreie Phosphatiervverfahren. In: metalloberfläche (mo), Heft 9/97, Sonderdruck aus der Zeitschrift, 1997
- Nolte, N.
Chrom(VI) – ein Thema mit Nebenwirkungen. In: Journal für Oberflächentechnik (JOT), S. 66-69, Heft 9, 1999
- Normenausschuß Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) im DIN (Hrsg.)
Sachstand/Aktivitäten – Jahresbericht 2003 der Geschäftsstelle, Berlin 01/2003
<http://www.nagus.din.de>
- Müller, K.-P.
Praktische Oberflächentechnik – Vorbehandln-Beschichten-Prüfen. Vieweg Verlag, Braunschweig 1999
- Nittel, K.-D.
Manganphosphatierung – Qualitätsverbesserung und Kosteneinsparung mit modernen Verfahren. In: metalloberfläche (mo), Heft 9/99, S. 23-27, 1999
- Peters, Th. A.
Wasseraufbereitung mit Membranfiltrations-Verfahren. In: Umwelt, S. 34-39, Bd. 28 Heft 4, 1998
- Peters, N.; Nunge, S.; Geldermann, J.; Rentz, O.
Bericht über Beste Verfügbare Techniken (BVT) im Bereich der Lack- und Klebstoffverarbeitung in Deutschland. Teilband I: Lackverarbeitung, Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung (DFIU), Karlsruhe 2002

- Piwowarczyk, D. (unveröffentl.)
Ganzheitliche Bilanzierung von Automobillackierkonzepten – im Auftrag der DFO. Abschlußbericht. PE Product Engineering GmbH, Dettingen/Teck 2000
- Poschmann, C.; Riebenstahl, C.; Schmidt-Kallert, E.
Umweltplanung und -bewertung. Klett-Perthes Verlag, Gotha/Stuttgart 1998
- Rautenstrauch, C.
Betriebliche Umweltinformationssysteme – Grundlagen, Konzepte und Systeme. Springer Verlag, Berlin 1999
- Rautenstrauch, C.
Perspektiven Betrieblicher Umweltinformationssysteme.
In: Umweltwirtschaftsforum, 5. Jahrgang, Heft 3, IUWA-Institut für Umweltwirtschaftsanalysen, Heidelberg 1997
- Rentz, O.; Nunge, S.; Laforsch, M.; Holtmann, T.
Technical Background Document for the Actualisation and Assessment of UN/ECE Protocols related to the Abatement of the Transboundary Transport of Volatile Organic Compounds from Stationary Sources. Report of the Task Force on the Assessment of the Abatement of the Transboundary Transport of Volatile Organic Compounds from Stationary Sources, Karlsruhe 1999
- Roland, W.-A.; Gottwald, K.-H.
Phosphatiervverfahren der neuen Generation. In: metalloberfläche (mo), Heft 11/99, S. 790-796, 1994
- Roy, B.
Decision-Aid And Decision-Making. In: Bana e Costa, Carlos A. (Hrsg.): Readings in Multiple Criteria Decision Aid, S. 17-35, Springer Verlag, Berlin/Heidelberg 1990
- Saaty, T. L.
How to make a decision: The Analytic Hierarchy Process. In: European Journal of Operational Research 48, S. 9-26, 1990
- Schmidt, M.
In: Haasis, H.-D.; Hilty, L.M.; Hunscheid, J.; Kürzl, H.; Rautenstrauch, C. (Hrsg.) Umweltinformationssysteme in der Produktion – Fachgespräch des Arbeitskreises Betriebliche Umweltinformationssysteme. S. 67 – S. 80, Metropolis-Verlag, Berlin 1995
- Schmidt, M. & Schorb, A..
Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits. Springer Verlag, Berlin/Heidelberg 1995
- Schmitz, S.
Ökobilanz für Getränkeverpackungen. Umweltbundesamt (Hrsg.), UBA-Texte 52/95, Berlin 1995
- Schmitz, S. & Paulini, I.
Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043 – Version '99 Umweltbundesamt (Hrsg.), UBA Texte 92/99, Berlin 1999

- Schümichen, H.
Umweltverträgliche Vorbehandlung für Karosserien. In: Journal für Oberflächentechnik (JOT), S. 42-48, Heft 9, 1993
- Schuurmans, A.
Data Quality Assessment Method for LCI-Data of the Dutch Building Industry. In: Center for Advanced Technological and Environmental Training (Hrsg.). Proceedings of the International Workshop on Quality of LCI Data. October, 20th to 21th, 2003, Forschungszentrum Karlsruhe 2003
- SETAC (Hrsg.)
Guidelines for Life-Cycle Assessment: A "Code of Practice", Brüssel 1993
- Spengler, T.
Industrielles Stoffstrommanagement – Betriebswirtschaftliche Planung und Steuerung von Stoff- und Energieströmen in Produktionsunternehmen. Erich Schmidt Verlag, Berlin 1998
- Spengler, T.
Ökonomie und Ökologie – Zielkonflikte bei der Ganzheitlichen Bewertung von Investitionsprojekten? In: Carolo-Wilhelmina Heft 01/2003, S. 80-84, Forschungsmagazin der Technischen Universität Braunschweig (Hrsg.), Braunschweig 2003
- Spengler, Th.; Geldermann, J.; Hähre, S.; Sieverding, A.; Rentz, O.
KOSIMEUS – Softwaretool zur Stoff- und Energiebilanzierung und zur multikriteriellen Bewertung von prozessintegrierten Umweltschutztechniken. Proceedings of the 11. International Symposium of the Gesellschaft für Informatik (GI) „Umweltinformatik '97“, Straßburg 1997
- Spengler, T.; Geldermann, J.; Rentz, O.
Multikriterielle Entscheidungsverfahren zur ganzheitlichen Bewertung von Investitionsalternativen – dargestellt am Beispiel von Oberflächenreinigungssystemen. In: Zeitschrift für Planung, Heft 8, S. 55-79, Physica -Verlag, Heidelberg 1997
- Spengler, T.; Hähre, S.; Sieverdingbeck, A.; Rentz, O.
Stoffflußbasierte Umweltkostenrechnung zur Bewertung industrieller Kreislaufwirtschaftskonzepte. In: ZfB, 68. Jg., Heft 2 (1998)
- Statistisches Bundesamt
Statistisches Jahrbuch 1999. Metzler-Poeschel-Verlag, Stuttgart 1999
- Steinberg, Ch.; Weigert, B.; Möller, K.; Jekel, M.
Nachhaltige Wasserwirtschaft: Entwicklung eines Bewertungs- und Prüfsystems. Erich Schmidt Verlag, Berlin 2002
- Strobel, M.
Transparenz der Stoff- und Energieflüsse. In: UB-Media Fachdatenbank, Markt Schwaben 2001
- Thöresz, G.
Wasserlack heute. In: Journal für Oberflächentechnik (JOT), S. 16-22, Heft 3, 1993

Umweltbundesamt (Hrsg.)

- (a) Nachhaltige Entwicklung in Deutschland – die Zukunft dauerhaft umweltgerecht gestalten. Kurzfassung, Berlin 2002
- (b) KEA: mehr als eine Zahl – Basisdaten und Methoden zum Kumulierten Energieaufwand (KEA). Berlin 1999
- (c) Hintergrundinformation: Sommersmog. Berlin 2002
- (d) Leitfaden Betriebliche Umweltauswirkungen – Ihre Erfassung und Bewertung im Rahmen des Umweltmanagements. Berlin 2000
- (e) Leitfaden Betriebliche Umweltauswirkungen. Berlin 12/2003
<http://www.umweltbundesamt.de/bua/>
- (f) Bewertung in Ökobilanzen. UBA-Texte 92/99, Berlin 1999

Van den Berg, N. W.; Huppes, G. Lindeijer, E. W.; van der Ven, B. L.; Wrisberg, M. N.
Quality Assessment for LCA. Institute of Environmental Sciences (CML),
Leiden University 2000

VDI (Hrsg.)

Richtlinie VDI 3800

Ermittlung der Aufwendungen für Maßnahmen zum betrieblichen Umweltschutz. Verein Deutscher Ingenieure VDI, Düsseldorf 2001

Richtlinie VDI 4600

Kumulierter Energieaufwand – Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden. Beuth Verlag, Berlin 1997

Richtlinie VDI 3455

Emissionsminderung Anlagen zur Serienlackierung von Automobilkarossen. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Bd. 3, Verein Deutscher Ingenieure VDI, Düsseldorf 1996

Vesper, H.

Wie technologiebewußt ist unsere Industrie?. In: DFO (Deutsche Forschungsgemeinschaft für Oberflächenbehandlung e.V.) (Hrsg.): Technologie-Tage – Lackier- und Prüfkosten senken, Qualität verbessern, Berichtsband, Düsseldorf 1997

Vincke, Ph.

Analysis of multicriteria decision aid in Europe. European Journal of Operational Research, Band 25, S. 160-168, 1986

Wagner, E.

Regenerative Energie: Bewertungs-, Einheiten- und Zuordnungsprobleme. Elektrizitätswirtschaft 8: 420-425, 1993

Weidema, B. P.; Wesnaes, M. S.

Data quality management for life cycle inventories – An example of using data quality indicators. In: Journal of Cleaner Production. S. 167-174, 4. Jg., 1996

Wendisch, N.; Heupel, T.; Seidel, E.

Prozessbezogene Umweltkostenrechnung in kleinen und mittleren Unternehmen (KMU). In: Umweltwirtschaftsforum 2/03, S.50 – 57, Heidelberg 2003

- Wittenberg, M. (Diss.)
Stoffstromanalyse und Bewertung von Umweltschutzmaßnahmen am Beispiel der Abwasserwirtschaft eines Automobilwerks. Gesellschaft zur Förderung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Universität Braunschweig e.V. (Hrsg.), Braunschweig 2003
- World Wide Fund For Nature (WWF)
Hintergrundinformation – Zusammenfassung des 3. Berichts des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPPC), 11/2003
<http://www.wwf.de>
- Zierock, K.-H.
(a) Entwicklungslinien der EG-Luftreinhaltepolitik. in: UB-Media Fachdatenbank, Markt Schwaben 06/2001
(b) Immissionsrelevante Übereinkommen und Technikpapiere internationaler Institutionen. In: UB-Media Fachdatenbank, Markt Schwaben 06/2001
<http://www.ubmedia.de>
- Zimmermann, H.-J.; Gutsche, L.
Multi-Criteria Analyse – Einführung in die Theorie der Entscheidungen bei Mehrfachzielsetzungen. Springer Verlag, Berlin 1991
- Europäisches Recht und aktuelle Entwicklungen (Stand 12/2003)
<http://europa.eu.int/scadplus/leg/de>

Anhang I

Stoffstromnetze auf Basis der Petri-Netz Theorie

Ähnlich der doppelten Buchführung in der Betriebswirtschaft existieren für Stoff- und Energiebestände sowie für physische Transformationen unterschiedliche Arten von Knoten. Die Bestände-Knoten stellen den Ort der Lagerung dar, die in Anlehnung an die Petri-Netz-Terminologie als *Stellen* bezeichnet werden und einen gewissen Zustand modellieren. Die Darstellung der *Stellen* erfolgt als Kreise oder Ellipsen. Stoffliche Transformationen werden als *Transitionen* modelliert und beschreiben bspw. die Umwandlung von Energie in Wärme, die Herstellung von Produkten oder die Entstehung von Abfällen etc.. Die Darstellung von Transitionen sind Rechtecke bzw. Quadrate.

Die Verbindung zwischen diesen beiden Arten von Knoten, die eine Flussrelation beschreibt, sind so genannte *Kanten* und werden in Pfeilform dargestellt (vgl. Abb. A-1).

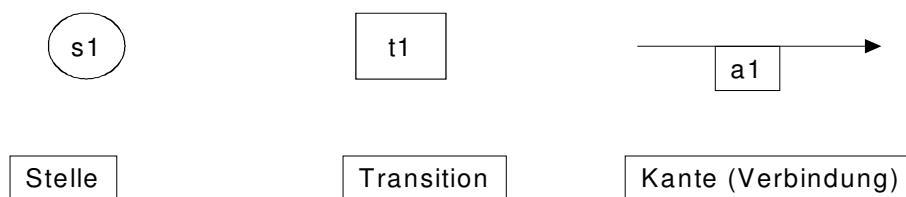


Abb. A-1: Elemente eines Petri-Netzes [MÖLLER & ROLF, 1995]

Eine Verbindung von gleichartigen Knoten, bspw. zweier Transitionen, ist nicht möglich²²⁰ und erlaubt nur die Verbindung von *Transitionen* und *Stellen*, die zusammen ein *Stoffstromnetz* bilden (vgl. Abb. A-2). Die *Stellen* verknüpfen und grenzen die *Transitionen* voneinander ab.

²²⁰ MÖLLER & ROLF (1995) sprechen von einer Zustands-Aktivitäts-Dichotomie, die eine systematische Einschränkung von Knoten-Verbindungen bewirkt

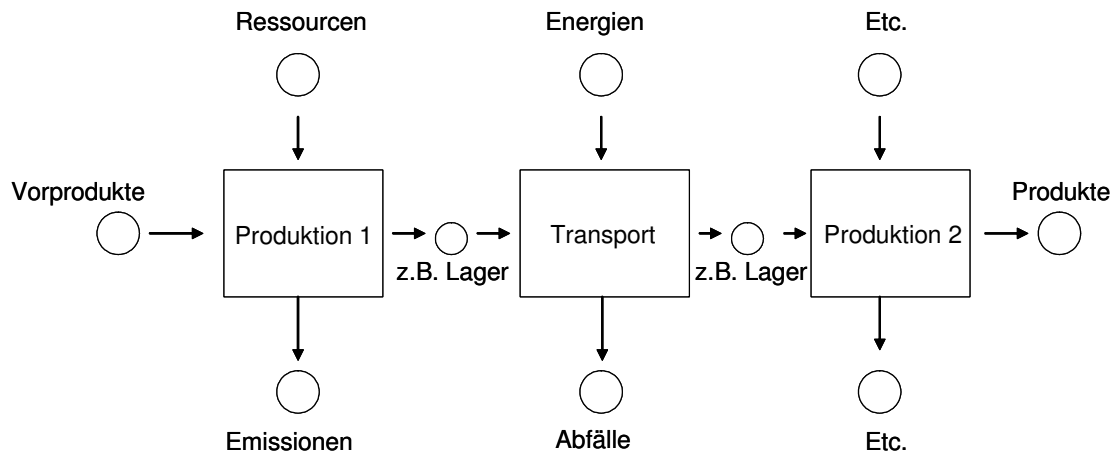


Abb. A-2: Stoffstromnetz für eine Prozesskette [nach MÖLLER, 2000]

Über die Inputstellen werden den Herstellungsprozessen u. a. Ressourcen und Energien zugeführt, die innerhalb der Transitionen zu den gewünschten Produkten sowie den unvermeidlichen Abprodukten (Abfällen, Emissionen) umgewandelt und auf die Outputstellen abgelegt werden. Eine zeitliche Diskrepanz zwischen Inputentnahme und Outputablegen gibt es nicht.

Die Transitionen liefern dabei die Bedingungen für die Buchungssystematik. Es werden z. B. Rohstoffe, die in einen Herstellungsprozess fließen, aus dem Lagerbestand ausgebucht und bei Produktabgabe in einen neuen Lagerbestand eingebucht.

„Der Rechnungsstil der Stoffstromnetze erlaubt es, analog dem der doppelten Buchführung, Stoffstrom- und Bestandsänderung mit einem einzigen Buchungssatz zu erfassen“²²¹. Das so geformte Informationsnetz mit der Möglichkeit einer adäquaten Abbildung zeitlicher Differenzen erlaubt es, aus Bestands- und Anfangsdaten eine Aussage darüber zu treffen, an welchen Orten Stoffströme fließen und welche Ergebnisse daraus als Bestandsdaten abzuleiten sind. Die so gewonnenen Erkenntnisse dienen dann im Rahmen weiterer Auswertungen einer Nutzenerweiterung der durchgeführten Datenaufnahmen und Beschreibung eines *Ist-Zustandes*.

Die Modellierung von Prozessen in Stellen-Transitions-Netzen findet durch und an den jeweils aktivierten Transitionen statt. Dieser Vorgang wird als „Schaltung“ der Transition bezeichnet²²². Dieser Schaltvorgang ist abhängig von vorhandenen Vor- und Nachbedingungen und wirkt sich

²²¹ Vgl. MÖLLER & ROLF, In: SCHMIDT & SCHORB, S. 42 (1995)

²²² Vgl. MÖLLER, S. 78 (2000)

auch nur lokal auf diese aus²²³. Die statische Struktur des Netzes und die angewandte Buchungstechnik in Stoffstromnetzen erfüllen einen konkreten Ereignisbezug nicht, d. h. eine einzige Schaltregel kann für Stoffstromnetze nicht angegeben werden. Zum besseren Verständnis der Netztheorie werden die wichtigsten Begriffe der Petri-Netz-Theorie definiert²²⁴:

Definition 1:

Ein Netz (oder) Netzgraph ist ein Tripel $N=(S,T,F)$, wobei gilt:

$$S \cap T = \emptyset$$

$$F \subseteq (S \times T) \cup (T \times S)$$

Die Elemente der Menge S heißen Stellen, die Elemente der Menge T heißen Transitionen. Beide zusammen werden als Knoten bezeichnet. Die Elemente der Flussrelation F heißen Kanten.

Abbildung A-3 zeigt ein Netz $N=(S,T,F)$ mit

$$S = \{s_1, s_2, s_3, s_4\},$$

$$T = \{t_1, t_2\} \text{ und}$$

$$F = \{(s_1, t_1), (s_1, t_2), (s_2, t_1), (s_2, t_2), (t_1, s_3), (t_1, s_4), (t_2, s_3)\}.$$

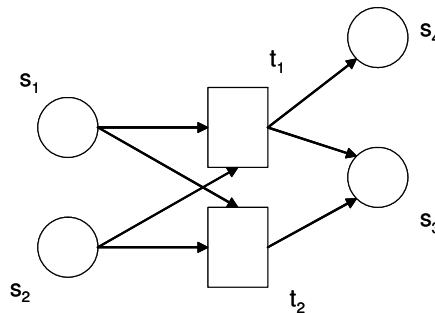


Abb. A-3: Ein Netzgraph in Anlehnung an die Petri-Netz-Theorie

[nach Baumgarten, 1996]

Das Netz wird als bipartiter Graph dargestellt, d. h., dass „seine Knotenmenge derart in zwei disjunkte Teilmengen V_1 und V_2 zerlegt werden kann, dass jede Kante einen Knoten aus V_1 mit einem Knoten aus V_2 verbindet“²²⁵ ($A \subseteq V_1 \times V_2 \cup V_2 \times V_1$).

²²³ Vgl. Möller, S. 75 (2000)

²²⁴ Vgl. BAUMGARTEN, S. 50ff. (1996)

²²⁵ Vgl. BAUMGARTEN, S. 42 (1996)

Definition 2:

Ein 6-Tupel $Y=(S,T,F,K,W,M_0)$ heißt *Stellen-Transitions-System* (S/T-System), falls gilt:

(S,T,F) ist ein Netz,

$K: S \rightarrow \mathbb{N} \cup \{\infty\}$ (Kapazitäten der Stellen),

$W: F \rightarrow \mathbb{N}$ (Kantengewichte der Kanten) und

$M_0: S \rightarrow \mathbb{N}_0$ (Anfangsmarkierung),

wobei $\forall s \in S: M_0(s) \leq K(s)$.

Ein „S/T-System ohne Anfangsmarkierung“ $N = (S,T,F,K,W)$ wird *Stellen-Transitions-Netz* genannt. Ein S/T-System Y wird auch als „markiertes S/T-Netz“ (N,M_0) bezeichnet.

Definition 3:

Eine Abbildung $M: S \rightarrow \mathbb{N}_0$, mit $M(s) \leq K(s) \forall s \in S$ heißt Markierung des Netzgraphen N . Die Markierung $M(s)$ einer Stelle s wird durch Marken (Punkte) gekennzeichnet²²⁶. Die Anfangsmarkierung M_0 eines S/T-Systems ist eine Markierung des zugrunde liegenden S/T-Netzes. $M(N)$ bezeichnet die Menge aller Markierungen auf N .

Definition 4:

Eine Transition $t \in T$ heißt aktiviert unter der Markierung M falls gilt:

$$M(s) \geq W(s,t)$$

für alle direkten Vorgängerstellen s ($\forall s \in \bullet t$)

$$M(s) \leq K(s) - W(t,s)$$

für alle direkten Nachfolgerstellen s ($\forall s \in t\bullet$).

²²⁶ Vgl. SPENGLER, S. 209 (1998)

Es heißt t schaltet von M nach M' , wenn t unter M aktiviert ist und M' aus M durch Entnahme von Marken aus den Eingangsstellen und Ablage von Marken auf die Ausgangsstellen gemäß den Kantengewichten entsteht. M' heißt dann Folgemarkierung von M unter t . Die Aktivierungsbedingungen und die vorstehende Definition der Folgemarkierung bezeichnet man auch als die *Schaltregel*²²⁷.

Die definierte Symbolik bietet die Grundlage zur Modellierung vernetzter Produktionssysteme als Petri-Netz bzw. *Stellen/Transitions-System*. Prozesse, in der Regel physische Transformationen, werden als Transitionen, Bestände von Roh- Hilfs- und Betriebsstoffen sowie Zwischenprodukte werden als Stellen modelliert. Die zwischen Transitionen und Stellen fließenden Stoffströme werden als Kanten abgebildet. Die Kapazitäten, vor allem Lager, werden durch die Kapazitäten $K(s)$ repräsentiert. Für die In- und Output-Relationen der jeweiligen Prozesse stehen die Kantengewichte $W(s,t)$ bzw. $W(t,s)$. Diese Kantengewichte werden mittels Transformationsfunktionen modelliert.

Der Anfangszustand der Betrachtungsperiode des Produktionsprozesses ergibt sich aus der Anfangsmarkierung des jeweiligen Petri-Netzes und somit „als Vektor der Anfangsmarkierungen sämtlicher Stellen $s \in S$ “²²⁸. Durch wiederholte Anwendung der Schaltregeln für die aktivierten Transitionen ergibt sich, unter Berücksichtigung der jeweiligen Folgemarkierungen der Transitionen, eine Endmarkierung des Petri-Netzes aus der eine periodenbezogene Stoffbilanz des betrachtenden Produktionssystems abgeleitet werden kann.

²²⁷ Vgl. BAUMGARTEN, S. 81 (1996)

²²⁸ Vgl. SPENGLER, S. 210 (1998)

Anhang II

Wissenschaftliche Grundlagen zur Szenarienentwicklung

Thema	Wissenschaftliche Quelle/Literatur
Vorbehandlung (Substitution v. Chrom, Niedrignickel-phosphatierung, Ultrafiltrationsverfahren)	Trikation-Phosphatierung von Aluminium, Stahl und Zink. GEHMECKER, H. 1990
	Umweltfreundliche Vorbehandlung für Karosserien. SCHÜMICHEN, H. 1993
	Phosphatierv Verfahren der neuen Generation. ROLAND&GOTTWALD 1994
	Umweltverträgliche Verfahren zur Zinkphosphatierung. GEHMECKER, H. 1992
	Niedrigzinkphosphatierung. GEHMECKER, H. 1995
	Schwermetallfreie Phosphatierv Verfahren. MOLZ, TH. 1997
	Wasseraufbereitung mit Membranfiltrations-Verfahren. PETERS, TH. A. 1998
	Ford setzt auf mehrstufiges Verfahren mit Ultrafiltration. HEIMLICH, B. 1996
	Manganphosphatierung. NITTEL, K.-D. 1999
	Chrom-VI-freie Nachbehandlungsverfahren. JIMÉNEZ&SCHMIDT 1999
	Recyclingtechnologien für die wäßrige Vorbehandlung. METZNER, M. 1999
	Chrom(VI) – ein Thema mit Nebenwirkungen. NOLTE, N. 1999
Decklack (Füller, Base Coat, Clear Coat, Integrierte Lackiertechnologie)	Automobilkonzepte der Zukunft simulieren. HARSCH, M. 1999
	Wasserlack heute. THÖRESZ, G. 1993
	Automobil-Lackierung 2000: Evolution statt Revolution. BANNWITZ&HECKEL 1999
	Nicht nur Augen für Pulver Slurry. KRAUS&WIEMANN 1999
	Neuer 2K-Wasserbasislack übernimmt Füllerfunktion. MINKO, P. 1999

Anhang III

„Gekoppelte“ Prozessbilanz

Balance Sheet Input / Output Referenzszenario Standard

Input			Output		
Item	Quantity	Unit	Item	Quantity	Unit
Chemikalien allg. Lack			Abfälle		
Ethanol		kg	Abfälle zur Beseitigung (AzB)		
Propanol		kg	Abfälle, unspezifiziert (AzB)		kg
Spülmittel		kg	Aschen u. Schlacken (AzB)		kg
Chemikalien BC			Kunststoffe (AzB)		
Basislack		kg	Polyvinylchlorid (AzB)		kg
Chemikalien CC			Sondermüll (AzB)		kg
2K-Klarlack		kg	Abfälle zur Verwertung (AzV)		
Härter für 2K-Klarlack		kg	Aschen u. Schlacken (AzV)		kg
Chemikalien FÜL			Spülmedium (AzV)		kg
Füller		kg	Chemikalien Hohlraumkons.		
Chemikalien Hohlraumkons.			Flutwachs		kg
Flutwachs		kg	Chemikalien VBH		
Chemikalien KTL			Beize		kg
2K-KTL-Zusatzmittel		kg	Beschleuniger		kg
Antikratermittel		kg	Beschleuniger		kg
Antischaummittel		kg	Chromatierlösung		kg
Bindemittel		kg	Konditionierer		kg
Pigmentpaste		kg	Phosphatierlösung a		kg
Schichtdickenregulator		kg	Phosphatierlösung b		kg
Chemikalien UBS			Reiniger		kg
Feinabdichtung		kg	Chemische Grundstoffe		
UBS-PVC		kg	Chem. Grundstoffe, anorg.		
Chemikalien VBH			Natriumhydroxid		kg
Beize		kg	Phosphorsäure		kg
Beschleuniger		kg	Chem. Grundstoffe, org.		
Beschleuniger		kg	Ameisensäure		kg
Chromatierlösung		kg	Fettalkohole		kg
Konditionierer		kg	n-Paraffine		kg
Phosphatierlösung		kg	Emissionen (Luft)		
Phosphatierlösung		kg	Staub (L)		kg
Reiniger		kg	Verbindungen, anorg. (L)		
Chemische Grundstoffe			Ammoniak (L)		kg
Chem. Grundstoffe, anorg.			Chlorwasserstoff (L)		kg
Kohlenwasserstoffe		kg	Distickstoffmonoxid (L)		kg
Natriumhydroxid		kg	Fluorwasserstoff (L)		kg
Natriumpyrophosphat		kg	Kohlendioxid (L)		
Phosphat unspez.		kg	Kohlendioxid, fossil (L)		kg
Phosphorsäure		kg	Kohlendioxid, unspez. (L)		kg
Chem. Grundstoffe, org.			Kohlenmonoxid (L)		kg
Ameisensäure		kg	Metalle (L)		
Amine		kg	Arsen (L)		kg
Benzol		kg	Cadmium (L)		kg
Epoxidharz, flüssig		kg	Chrom (L)		kg
Fettalkohole		kg	Nickel (L)		kg
Methylmethacrylat, monomer		kg	NOx (L)		kg
Nitrate, unspez.		kg	Schwefeldioxid (L)		kg
n-Paraffine		kg	VOC (L)		
Öle, unspez.		kg	Kohlenwasserstoffe, unspez. (L)		kg

Säure, un spez.	kg	Methan (L)	kg
Feinchemikalien		NM VOC (L)	
Tenside		Benzol (L)	kg
Fettalkylpolyglucoside	kg	NM VOC, halog. (L)	
Kumulierter Energieaufwand (KEA)		NM VOC, chlor. (L)	
KEA (Kernenergie)	kJ	NM VOC, chlor, aromat. (L)	
KEA (Wasserkraft)	kJ	PCDD, PCDF (L)	kg
KEA, fossil gesamt	kJ	NM VOC, sauerstoffh. (L)	
KEA, un spez.	kJ	Ethanol (L)	kg
Kunststoffe		Ethoxypropanol (L)	kg
PVC		Ethylenglykol (L)	kg
Polyvinylchlorid	kg	Hydroxylverbindungen (L)	kg
Metalle		NM VOC, un spez. (L)	kg
Chrom	kg	PAK (L)	
Mangan	kg	Benzo(a)pyren (L)	kg
Nickel	kg	Pentan (L)	kg
Zink	kg	Xylol (L)	kg
Mineralien		VOC, un spez. (L)	kg
Kaolin	kg	Emissionen (Wasser)	
Produkt		Emissionen (W)	
Karosserie	Stück	Metalle (W)	
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)		Eisen (III) nitrat (W)	kg
Energieträger (RiL)		Phosphat (W)	kg
Erdgas (RiL)	kg	Phosphorverbind. als P (W)	kg
Erdöl (RiL)	kg	Säuren, un spez. (W)	kg
Kohlen (RiL)		Stickstoffverbindungen (W)	
Braunkohle (RiL)	kg	Nitrat (W)	kg
Steinkohle (RiL)	kg	Verbindungen, anorganisch (W)	
Nichtenergieträger (RiL)		Metalle (W)	
Mineralien (RiL)		Chrom (VI) (W)	kg
Kalkstein (RiL)	kg	Verbindungen, organisch (W)	
Stoffe, diverse		Ethanol (W)	kg
Betriebsstoffe		Kohlenwasserstoffe (W)	
Eisen(III)-chlorid	kg	Kohlenwasserstoffe, aromat., (W)	kg
Natronlauge	kg	Xylol (W)	kg
Luft	kg	Indikatorparameter	
Wasser		BSB-5 (W)	kg
Kühlwasser	kg	CSB (W)	kg
Wasser (Prozess)	kg	Energieträger, sekundär	
Wasser, un spez.	kg	Energie, elektrisch	kWh
		Energie, thermisch	kWh
		Feinchemikalien	
		Tenside	
		Fettalkylpolyglucoside	kg
		Metalle	
		Mangan	kg
		Nickel	kg
		Zink	kg
		Mineralien	
		Gips (REA)	kg
		Produkt	
		Karosserie	Stück
		Stoffe, diverse	
		Abgas	kg
		Wasser	
		Abwasser (Kühlwasser)	kg
		Abwasser (Prozess)	kg
		Abwasser, un spez.	kg
kJ	kJ	kJ	kJ
kg	kg	kg	kg

Anhang IV

Zielerreichungsmatrix Gewichtung „Ökonomie“

Kriterium	Alternative							Standard	Standard+	Eco	Eco+
	Art	Gew	nGew	PF	q	s	σ				
Investitionsabhängige Kosten	Max	33	0,065	I				0,9	0,1	0,4	0,2
Energiekosten	Max	11	0,06	I				0,3	0,4	0,7	0,8
Materialkosten	Max	13	0,065	I				0,3	0,35	0,6	0,7
Personalkosten	Max	13	0,065	I				0,3	0,35	0,5	0,7
Treibhauspotential	Max	4	0,02	I				0,3	0,4	0,65	0,7
Sommersmogbildungspotential	Max	6	0,03	I				0,2	0,35	0,6	0,65
Versauerungspotential	Max	1	0,005	I				0,4	0,35	0,45	0,5
Kumulierter Energieaufwand (KEA)	Max	2	0,01	I				0,4	0,5	0,75	0,8
Toxizität (PM ₁₀)	Max	2	0,01	I				0,2	0,3	0,75	0,8
Zukunftssicherheit (technisch)	Max	4	0,02	I				0,3	0,3	0,7	0,7
Zukunftssicherheit (legislativ)	Max	4	0,02	I				0,1	0,3	0,75	0,8
Qualität	Max	7	0,035	I				0,5	0,4	0,4	0,4

Zielerreichungsmatrix Gewichtung „Technik“

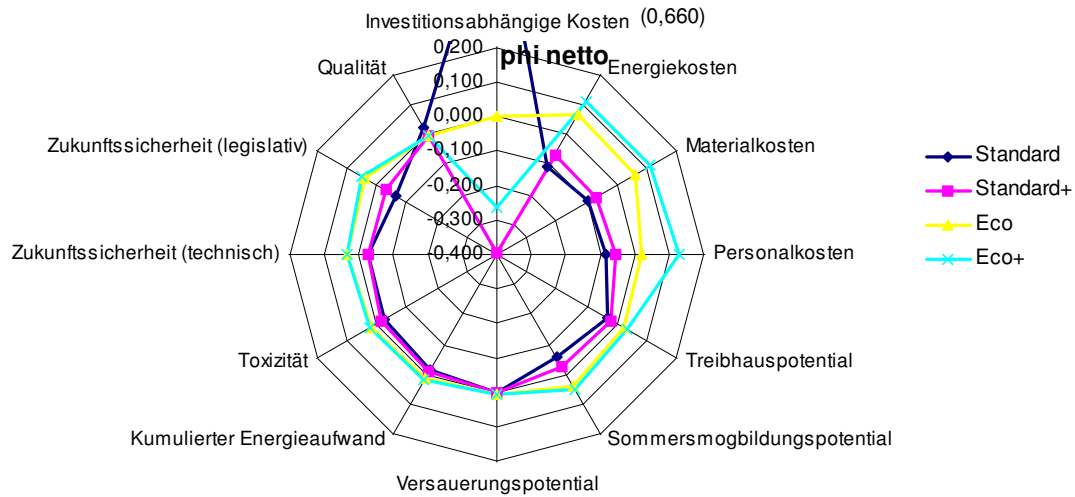
Kriterium	Alternative							Standard	Standard+	Eco	Eco+
	Art	Gew	nGew	PF	q	s	σ				
Investitionsabhängige Kosten	Max	12	0,05	I				0,9	0,1	0,4	0,2
Energiekosten	Max	3	0,03	I				0,3	0,4	0,7	0,8
Materialkosten	Max	5	0,05	I				0,3	0,35	0,6	0,7
Personalkosten	Max	5	0,05	I				0,3	0,35	0,5	0,7
Treibhauspotential	Max	4	0,04	I				0,3	0,4	0,65	0,7
Sommersmogbildungspotential	Max	6	0,06	I				0,2	0,35	0,6	0,65
Versauerungspotential	Max	1	0,01	I				0,4	0,35	0,45	0,5
Kumulierter Energieaufwand (KEA)	Max	2	0,02	I				0,4	0,5	0,75	0,8
Toxizität (PM ₁₀)	Max	2	0,02	I				0,2	0,3	0,75	0,8
Zukunftssicherheit (technisch)	Max	19	0,19	I				0,3	0,3	0,7	0,7
Zukunftssicherheit (legislativ)	Max	19	0,19	I				0,1	0,3	0,75	0,8
Qualität	Max	22	0,22	I				0,5	0,4	0,4	0,4

Zielerreichungsmatrix Gewichtung „Ökologie“

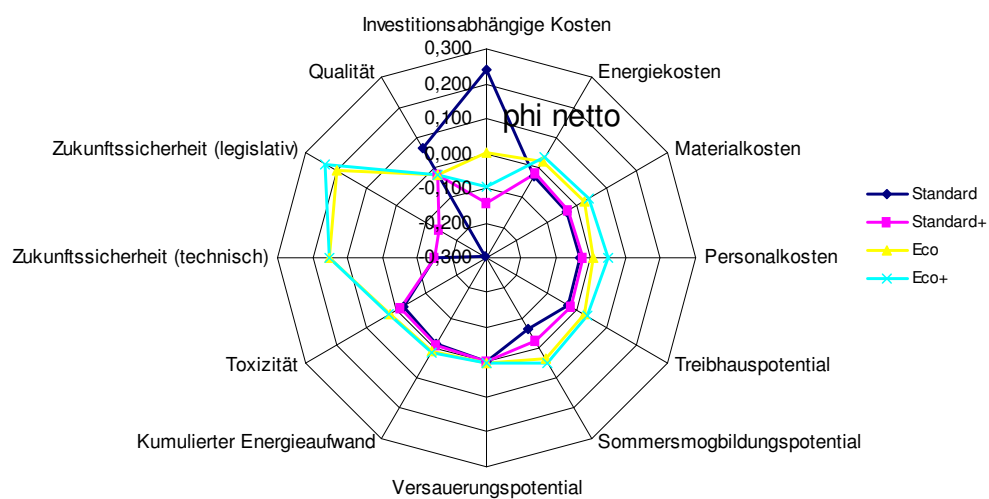
Kriterium	Alternative								Standard	Standard+	Eco	Eco+
	Art	Gew	nGew	PF	q	s	σ					
Investitionsabhängige Kosten	Max	11	0,03	I					0,9	0,1	0,4	0,2
Energiekosten	Max	5	0,03	I					0,3	0,4	0,7	0,8
Materialkosten	Max	6	0,03	I					0,3	0,35	0,6	0,7
Personalkosten	Max	3	0,015	I					0,3	0,35	0,5	0,7
Treibhauspotential	Max	12	0,06	I					0,3	0,4	0,65	0,7
Sommersmogbildungspotential	Max	14	0,07	I					0,2	0,35	0,6	0,65
Versauerungspotential	Max	8	0,04	I					0,4	0,35	0,45	0,5
Kumulierter Energieaufwand (KEA)	Max	11	0,055	I					0,4	0,5	0,75	0,8
Toxizität (PM ₁₀)	Max	15	0,075	I					0,2	0,3	0,75	0,8
Zukunftssicherheit (technisch)	Max	7	0,035	I					0,3	0,3	0,7	0,7
Zukunftssicherheit (legislativ)	Max	3	0,015	I					0,1	0,3	0,75	0,8
Qualität	Max	5	0,025	I					0,5	0,4	0,4	0,4

Anhang V

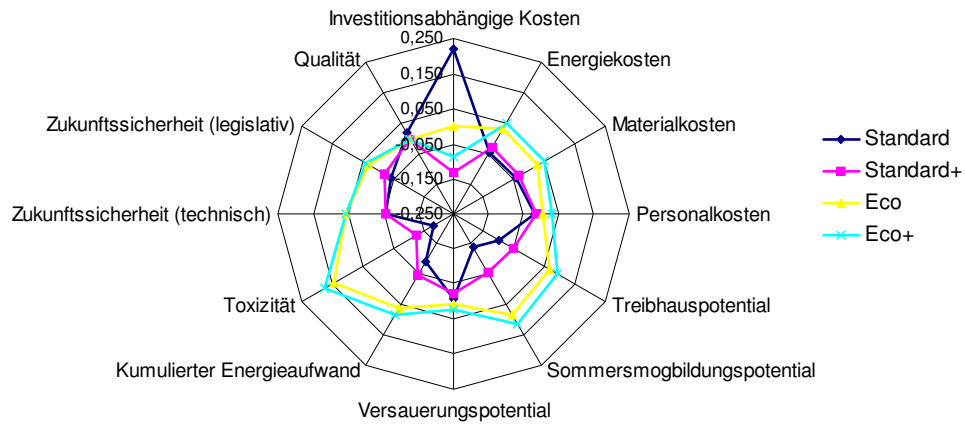
Vergleich der Kriterienausprägung der Lackierszenarien an Hand des Nettoflusses F
[phi netto] :Gewichtung Ökonomie



Vergleich der Kriterienausprägung der Lackierszenarien an Hand des Nettoflusses F
[phi netto]: Gewichtung Technik



**Vergleich der Kriterienausprägung der Lackierszenarien an Hand des Nettoflusses F
[phi netto]: Gewichtung Ökologie**



Wissenschaftliche Publikationen allgemeiner Art

Marx Gómez, J.; Grünwald, C.; Rosenau-Tornow, D.; Griesse, S. ; Petri, T.; Eppers, R..
Konzeption eines integrierten Systems für Umweltinformationen -
Fallstudie Volkswagen AG; In: ITZ Berichte Bd. 2 Heft 2
Beck, H.-P. et al. (Hrsg.); Papierflieger, Clausthal-Zellerfeld (2004)